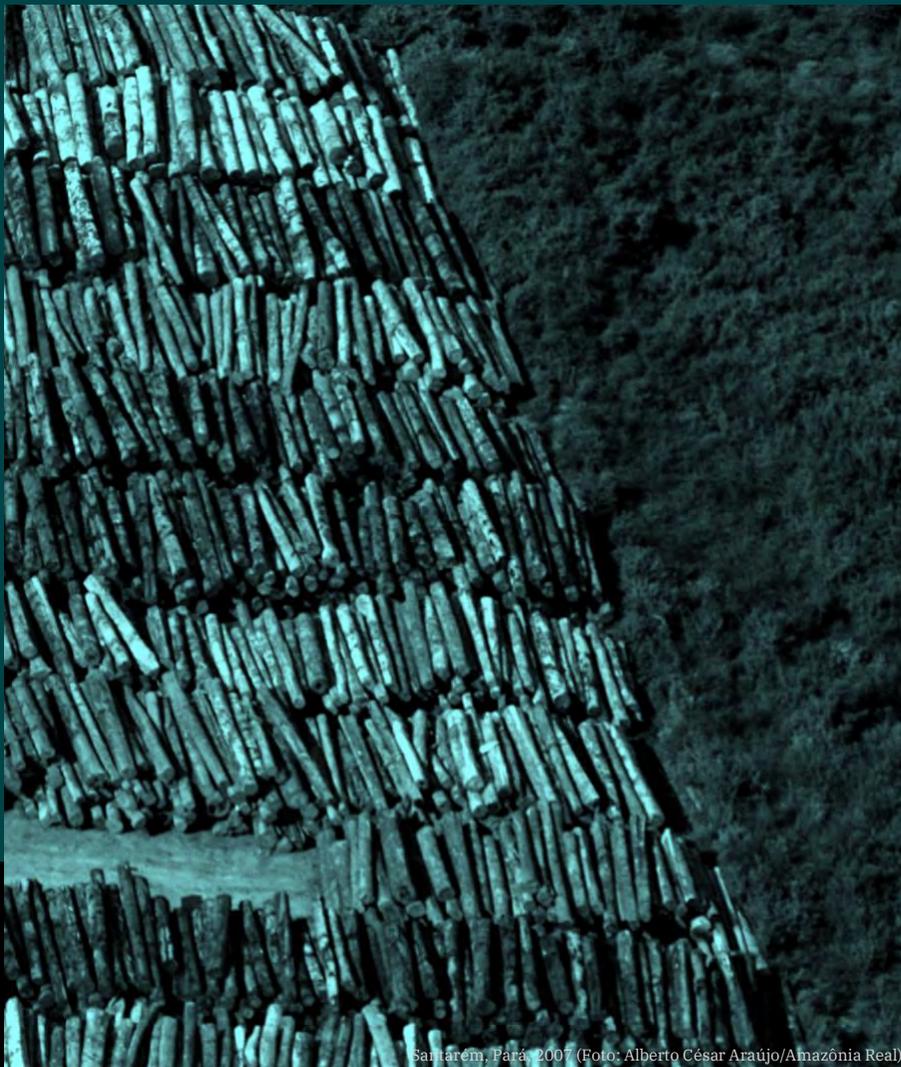


Capítulo 19

Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal



Santarém, Pará, 2007 (Foto: Alberto César Araújo/Amazônia Real)



Science Panel for the Amazon



Sobre el Panel Científico por la Amazonía (PCA)

El Panel Científico por la Amazonía es una iniciativa sin precedentes convocada bajo los auspicios de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (SDSN) de las Naciones Unidas. El SPA está compuesto por más de 200 científicos e investigadores destacados de los ocho países amazónicos, la Guayana Francesa y socios globales. Estos expertos se reunieron para debatir, analizar y ensamblar el conocimiento acumulado de la comunidad científica, los pueblos Indígenas y otros actores que viven y trabajan en la Amazonía.

El Panel está inspirado en el Pacto de Leticia por la Amazonía. Este es el primer informe de su tipo que proporciona una evaluación científica exhaustiva, objetiva, abierta, transparente, sistemática y rigurosa del estado de los ecosistemas de la Amazonía, las tendencias actuales y sus implicaciones para el bienestar a largo plazo de la región, así como oportunidades y opciones relevantes de políticas para la conservación y el desarrollo sostenible.

Informe de evaluación de Amazonía 2021, Derechos de autor ©2022, Panel Científico por la Amazonía. Traducido del inglés al español por iTranslate, con el generoso apoyo del Banco Mundial. Este informe se publica bajo una licencia Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0). ISBN: 978-1-7348080-4

Cita sugerida

Berenguer E, Armenteras D, Lees AC, Fearnside PM, Smith CC, Alencar A, Almeida C, Aragão L, Barlow J, Bilbao B, Brando P, Bynoe P, Finer M, Flores BM, Jenkins CN, Silva Junior CHL, Souza C, García-Villacorta R, Nascimento N. 2021. Capítulo 19: Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieler S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/ECWR5161

ÍNDICE

RESUMEN GRÁFICO	2
MENSAJES CLAVE	3
RESUMEN	3
19.1 INTRODUCCIÓN	4
19.2 DEFORESTACIÓN: UNA DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS FACTORES E IMPACTOS DIRECTOS	5
19.3 PRINCIPALES IMPULSORES DE LA DEFORESTACIÓN Y SUS IMPACTOS ASOCIADOS.....	12
19.3.1 EXPANSIÓN AGRÍCOLA	12
19.3.2. INFRAESTRUCTURA	14
19.3.2.1. Carreteras.....	14
19.3.2.2 Presas hidroeléctricas.....	18
19.3.2.3 Urbanización.....	21
19.3.2.4 Ferrocarriles y vías navegables	22
19.3.3. MINERÍA.....	22
19.3.3.1 Minerales	22
19.3.3.2 Petróleo y gas.....	24
19.4 DEGRADACIÓN: UNA DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS FACTORES E IMPACTOS DIRECTOS	27
19.4.1 INCENDIOS DE SOTOBOSQUE.....	30
19.4.2 EFECTOS DE BORDE	33
19.4.3 TALA.....	34
19.4.4 CAZA.....	35
19.7 CONCLUSIONES	36
19.8 RECOMENDACIONES	37
19.9 REFERENCIAS	37

Resumen Gráfico

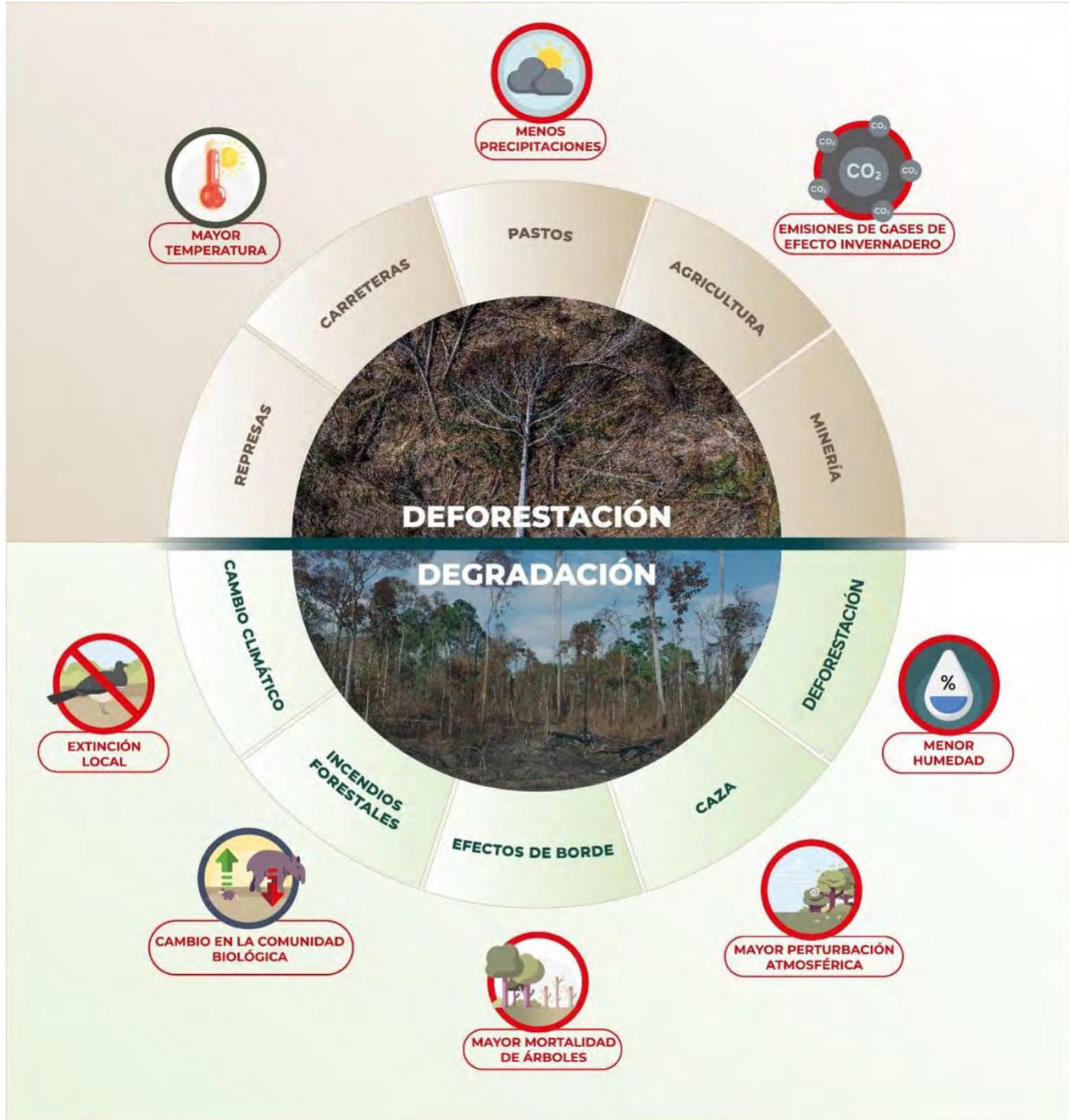


Figure 19.A Resumen gráfico

Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal

Erika Berenguer^{1,2}, Dolors Armenteras³, Alexander C. Lees⁴, Charlotte C. Smith^b, Philip Fearnside⁵, Nathália Nascimento⁶, Ane Alencar⁷, Cláudio Almeida⁸, Luiz Aragão^h, Jos Barlow^b, Bibiana Bilbao⁹, Paulo Brando^{g,10,11}, Paulette Bynoe¹², Matt Finer¹³, Bernardo M. Flores¹⁴, Clinton N. Jenkins¹⁵, Celso H. L. Silva Junior^h, Carlos Souza¹⁶, Roosevelt García-Villacorta¹⁷

Mensajes Clave

- Para 2018, la Amazonía perdió aproximadamente 870.000 km² de bosques primarios.
- Existen al menos 1.036.080 km² de bosques amazónicos degradados.
- La expansión agrícola, principalmente la ganadería, es el mayor impulsor de la deforestación en la Amazonía.
- La deforestación genera impactos locales, regionales y globales.
- La degradación forestal abarca cambios significativos en la estructura forestal, el microclima y la biodiversidad.
- La deforestación y la degradación forestal son responsables de enormes cantidades de emisiones de CO₂.

Resumen

La deforestación (la eliminación completa de la cubierta forestal de un área) y la degradación forestal (la pérdida significativa de estructura, funciones y procesos forestales), son el resultado de la interacción entre varios impulsores directos que a menudo operan en tándem. Para 2018, el bioma amazónico había perdido aproximadamente 870.000 km² de su cobertura forestal original, principalmente debido a la expansión agrícola (pastizales y tierras de cultivo). Otros impulsores directos de la pérdida de bosques incluyen la apertura de nuevas carreteras, la construcción de represas hidroeléctricas, la explotación de minerales y petróleo y la urbanización. Los impactos de la deforestación varían de locales a globales, incluyendo los cambios locales en la configuración del paisaje, el clima y la biodiversidad, los impactos regionales en los

¹ Instituto de Cambio Ambiental, Facultad de Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3QY, Reino Unido, erika.berenguer@ouce.ox.ac.uk

² Centro Ambiental de Lancaster, Universidad de Lancaster, LA1 4YQ, Lancaster, Reino Unido

³ Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Cra 45 #2685, Bogotá, Colombia, darmenterasp@unal.edu.co

⁴ Universidad Metropolitana de Manchester, Edificio John Dalton, Manchester M1 5GD, Reino Unido

⁵ Departamento de Dinámica Ambiental, Instituto Nacional de Investigaciones en la Amazonia (INPA) André Araújo, 2936, Petrópolis, Manaus AM 69067-375, Brasil

⁶ Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brazil.

⁷ Instituto de Investigaciones Ambientales de la Amazonía, Brasilia DF 70863-520, Brasil.

⁸ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Avenida dos Astronautas 1758, Jd. Granja 12227-010 São José dos Campos SP, Brasil

⁹ Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080, Venezuela.

¹⁰ Departamento de Ciencias del Sistema Terrestre, Universidad de California, Croul Hall, Irvine CA 92697-3100, EE. UU.

¹¹ Centro de Investigación Climática Woodwell, 149 Woods Hole Road, Falmouth MA 02540, EE. UU.

¹² Universidad de Guyana, campus de Turkeyen, Greater Georgetown, Guyana

¹³ Amazon Conservation Association, 1012 14th Street NW, Suite 625, Washington, DC 20005, EE.UU.

¹⁴ Universidad Federal de Santa Catarina, Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, s/n. Trindade 88040-900, Florianópolis, Brasil.

¹⁵ Florida International University, Department of Earth and Environment & Kimberly Green Latin American and Caribbean Center, Miami, FL 33199, USA.

¹⁶ Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Trav. Dom Romualdo de Seixas 1698, Edifício Zion Business Piso 11, Bairro Umarizal 66055-200, Belém, PA, Brazil.

¹⁷ Universidad de Cornell, E145 Corson Hall, Ithaca, Nueva York 14853, EE. UU.

ciclos hidrológicos, y el aumento global de las emisiones de gases de efecto invernadero. De los bosques amazónicos remanentes, el 17% está degradado, lo que corresponde a aproximadamente 1.036.080 km². Varios impulsores antropogénicos, incluyendo los incendios forestales, los efectos de borde, la tala selectiva, la caza y el cambio climático pueden causar la degradación de los bosques. Los bosques degradados tienen una estructura, un microclima y una biodiversidad significativamente diferentes en comparación con los bosques no perturbados. Estos bosques tienden a tener una mayor mortalidad de árboles, menores reservas de carbono, más apertura en el dosel, temperaturas más altas, menor humedad, mayor exposición al viento y exhiben cambios funcionales y de composición tanto en la fauna como en la flora. Los bosques degradados pueden llegar a parecerse a sus contrapartes no perturbados, pero esto depende del tipo, la duración, la intensidad y la frecuencia del evento de perturbación. En algunos casos, esto puede impedir el regreso a una línea de base histórica. Evitar una mayor pérdida y degradación de los bosques amazónicos es crucial para garantizar que continúen brindando servicios ecosistémicos valiosos y que sustenten la vida.

Palabras clave: Deforestación, degradación forestal, ganadería, agricultura, minería, incendios forestales, efectos de borde, tala selectiva, caza, pérdida de biodiversidad, emisiones de CO₂.

19.1 Introducción

En toda la Amazonía, la deforestación y la degradación forestal son el resultado de la interacción entre varios impulsores subyacentes y directos que actúan a escala global, regional y local (Armenteras *et. al* 2017; Barona *et. al* 2010; Clerici *et. al* 2020; Rudel *et. al* 2009). Los impulsores subyacentes son factores que afectan las acciones humanas (IPBES 2019), como la falta de gobernanza y la variación tanto en el precio de los productos básicos como en el precio de la tierra (Brandão *et. al* 2020; Garrett *et. al* 2013; Nepstad *et. al* 2014). Por el contrario, los impulsores directos representan las acciones humanas que impactan la naturaleza (IPBES 2019), incluyendo la expansión de pastos y tierras de cultivo, la apertura de nuevas carreteras, la construcción de represas hidroeléctricas o la explotación de minerales y petróleo (Fearnside 2016; Ometto *et. al* 2011; Sonter *et. al* 2017). Los impulsores a menudo actúan simultáneamente, lo que hace muy difícil cuantificar sus impactos individuales. Por ejemplo, la construcción y pavimentación de caminos conduce a la creación de nuevos centros urbanos y al avance de la frontera agrícola (Fernández-Llamazares *et. al* 2018; Nascimento *et. al* 2021). Aunque cada uno de estos impulsores (construcción de carreteras, urbanización y expansión agrícola) aumentará las tasas de deforestación, es muy difícil estimar sus

impactos aislados en los procesos y funciones de los ecosistemas.

Los impactos de la deforestación y la degradación forestal pueden ser directos o indirectos y tener consecuencias locales, regionales o globales (Davidson *et. al* 2012; Magalhães *et. al* 2019; Spracklen y García-Carreras 2015). El impacto directo más obvio de la deforestación es la pérdida de biodiversidad: las áreas boscosas ricas en especies se convierten en tierras agrícolas pobres en especies. Sin embargo, hay impactos más crípticos como resultado de la deforestación y la degradación de los bosques, como cambios en las temperaturas locales y regímenes regionales de precipitación o mayores emisiones globales de gases de efecto invernadero (Longo *et. al* 2020; Mollinari *et. al* 2019). Estos impactos pueden interactuar con otros, amplificando sus efectos individuales. Por ejemplo, los cambios en los patrones de precipitación pueden aumentar la mortalidad de las plantas, lo que genera más emisiones de gases de efecto invernadero, lo que a su vez contribuye a cambios adicionales en el clima (Esquivel-Muelbert *et. al* 2020; Nepstad *et. al* 2007).

Aunque tanto los impulsores directos como los impactos de la deforestación y la degradación forestal no ocurren necesariamente de manera aislada, los analizaremos por separado en este capítulo, tratando de reconocer el papel de los

diferentes impulsores en la Amazonía, así como sus variados impactos. Comenzamos presentando una discusión general sobre la deforestación, seguida de una presentación detallada de sus principales impulsores, a saber, la expansión agrícola (que incluye tanto pastos como tierras de cultivo), infraestructura y minería. Siempre que sea posible, también tratamos de cuantificar los impactos directos e indirectos de cada impulsor individual. Luego presentamos un marco general de degradación de los bosques amazónicos, discutiendo en más detalle sus principales impulsores, incluyendo los incendios del sotobosque, los efectos de borde, la tala selectiva y la caza. Los impactos cuantificables de cada uno de estos impulsores se analizan en sus secciones individuales. A pesar de los estrechos vínculos entre los impulsores directos y subyacentes de la deforestación y la degradación forestal, el primero no se trata en este capítulo, sino en los Capítulos 14 a 18. Finalmente, aunque los impulsores directos de la deforestación y la degradación forestal también afectan los ecosistemas acuáticos y el bienestar humano, estos se analizan en los Capítulos 20 y 21, respectivamente.

En este capítulo nos enfocamos solo en el bioma amazónico (Figura 19.1), por lo tanto, usamos un límite geográfico diferente al usado en capítulos anteriores; sin embargo, la mayoría de los mapas presentarán ambos límites para referencia del lector.

19.2 Deforestación: Una descripción general de los factores e impactos directos

La deforestación se define como la eliminación total de la cubierta forestal de un área (Putz y Redford 2010). En la Amazonía se habían deforestado 867.675 km² hasta 2018 (MapBiomias 2020), equivalente al 14% de su superficie boscosa original (Fig. 19.1). La mayor parte de la deforestación se ha concentrado en Brasil, que perdió aproximadamente 741 759 km² de sus bosques (MapBiomias 2020; Smith *et. al* 2021), un área 15 veces mayor que la pérdida por Perú, el país con la segunda mayor área deforestada (Fig. 19.2a). En

términos relativos, el país que perdió la mayor parte de su bioma Amazónico fue Brasil (19%), seguido de Ecuador (13%). Hasta la fecha, Guayana Francesa, Surinam y Venezuela tienen la mayor proporción de cobertura vegetal original, 99,85%, 97,92% y 97,89%, respectivamente (Fig. 19.2b).

La deforestación varía no solo en el espacio, sino también en el tiempo. Entre 1991 y 2006, la deforestación anual estuvo consistentemente por encima de los 20 000 km², alcanzando su punto máximo en 2003 cuando se perdieron 31.828 km² de bosques (MapBiomias 2020). La deforestación anual en la región desde 2007 hasta 2018 fue mucho menor, oscilando entre 9.918 km² y 17.695 km² (Fig. 19.3). Para 1990, solo se había perdido el 5% de los bosques de la cuenca. Sin embargo, esta cifra alcanzó el 9% en 2000 y el 12% en 2010 (MapBiomias 2020; Smith *et. al* 2021). Referirse al Anexo I para ver una serie temporal de pérdida de bosques en cada país amazónico.

La deforestación amazónica ha sido impulsada principalmente por la expansión agrícola (que incluye pastizales y tierras de cultivo), aunque también contribuyen otros factores, como la minería y el desarrollo de infraestructura, incluyendo la urbanización y la construcción de carreteras, vías férreas, vías fluviales y represas hidroeléctricas a gran escala (Fig. 19.4).

Estos impulsores a menudo actúan en conjunto, creando comentarios positivos. Por ejemplo, después de la construcción de grandes carreteras que cruzan la Amazonía brasileña, hubo una afluencia de inmigrantes a la región, creando nuevas ciudades y ampliando las existentes. En las áreas rurales, los colonos agrícolas construyeron numerosas carreteras secundarias que se ramificaban desde la carretera principal, lo que llevó al conocido patrón de deforestación en forma de espina de pescado (Fig. 19.5). En las siguientes secciones, discutimos cada impulsor directo de la deforestación individualmente, destacando, siempre que sea posible, cómo su importancia relativa difiere entre los países amazónicos.

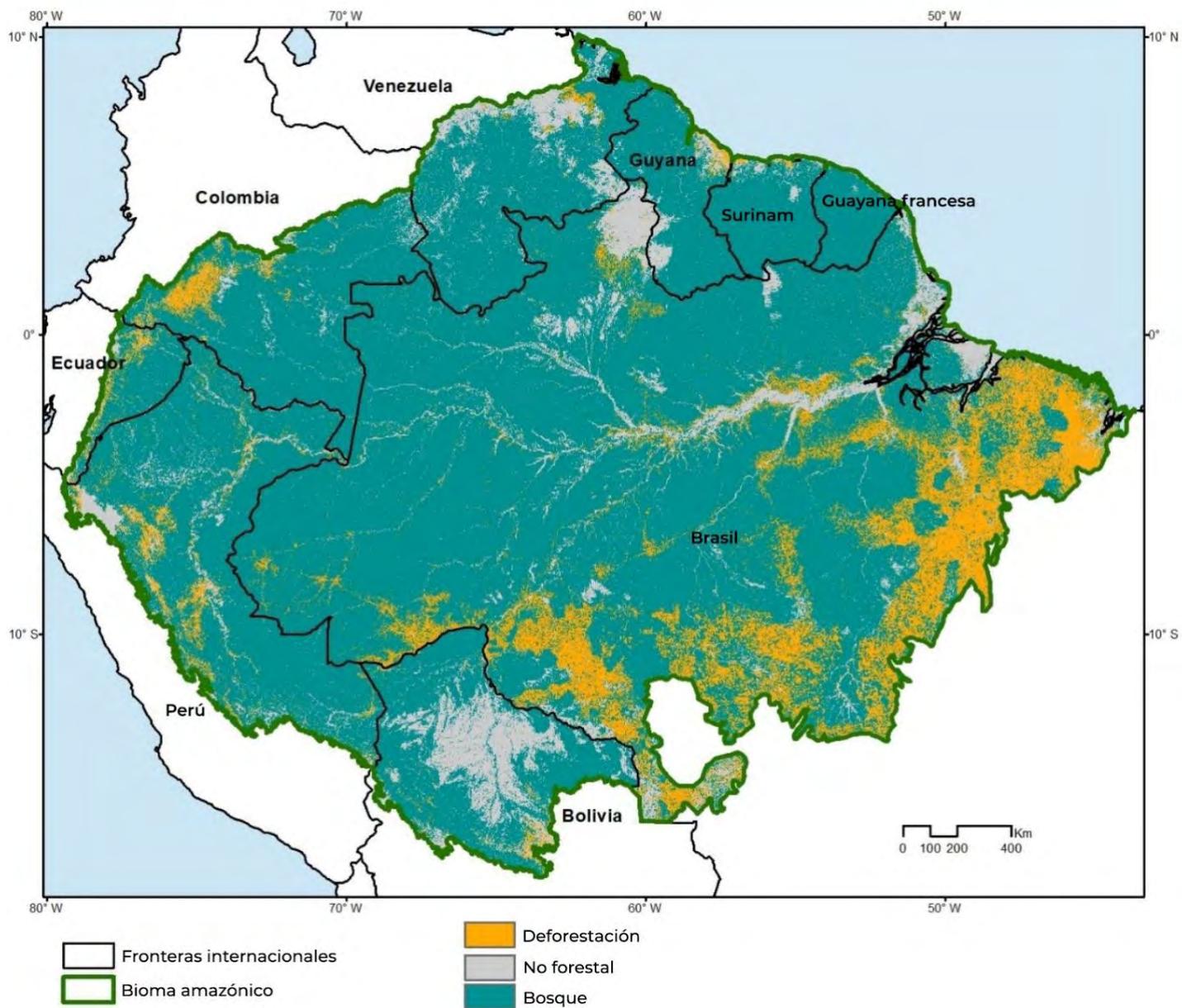


Figura 19.1 Tierra actual ocupada por vegetación natural o pastos y agricultura en el bioma amazónico. Se muestran datos de deforestación acumulada hasta 2018 (MapBiomias 2020) y analizados según (Smith et al. 2021).

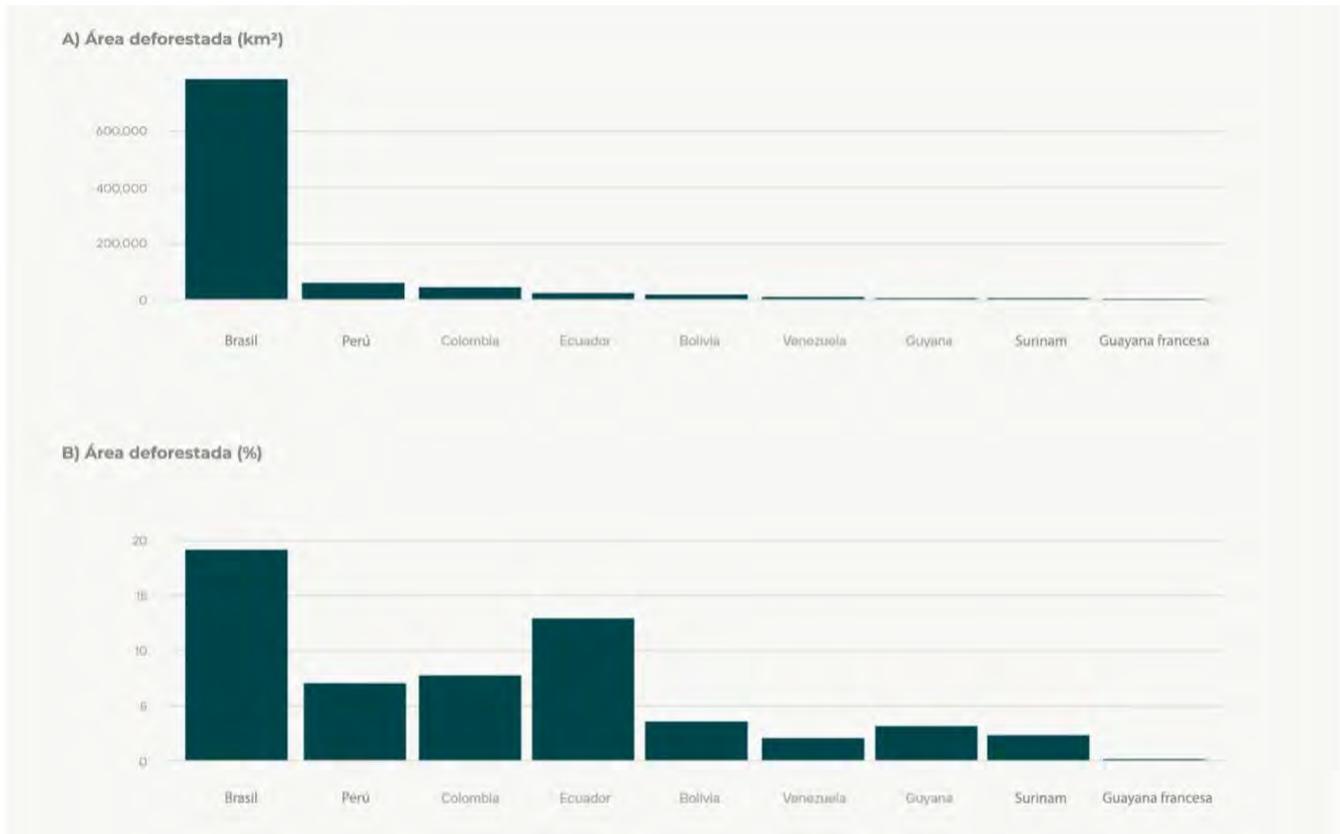


Figura 19.2 Deforestación a nivel de país en el bioma Amazónico. A) Deforestación acumulada hasta 2018. B) Porcentaje del bioma deforestado en cada país o territorio amazónico. Datos obtenidos de MapBiomias 2020 y analizados según Smith et al. 2021.

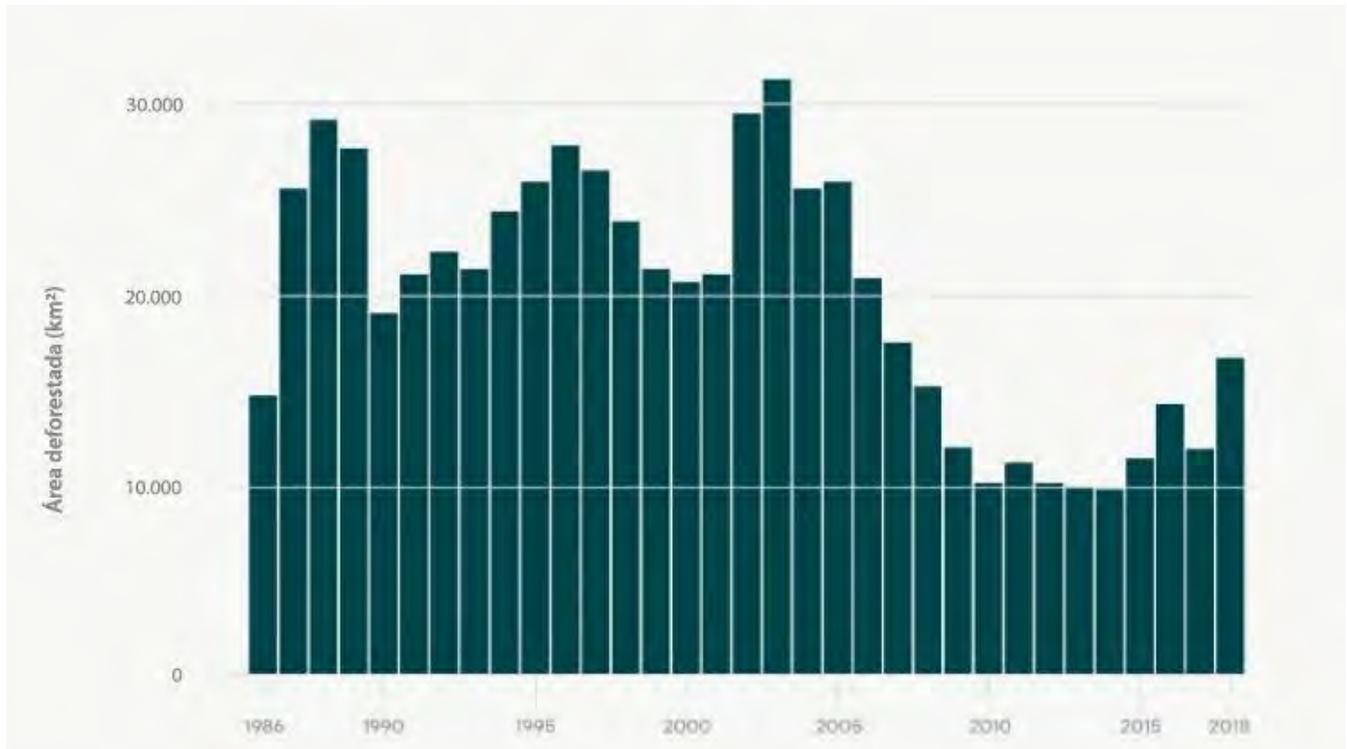


Figura 19.3 Deforestación anual en el bioma Amazónico. Los datos de deforestación comprenden el período de 1986 hasta 2018 (MapBiomias 2020).



Figura 19.4 Los impulsores directos de la deforestación y sus impactos directos a escala local, regional y mundial



Figura 19.5 Deforestación impulsada por la construcción de carreteras, la urbanización y la expansión agrícola, lo que resulta en un patrón de espina de pescado de la deforestación. Imágenes de la Carretera BR-163 y la Carretera Transamazónica en la Amazonia brasileña.

La deforestación puede conducir a una amplia gama de impactos ecológicos directos, que son relevantes a nivel local, regional y mundial. De los impactos locales, la pérdida de biodiversidad es extremadamente preocupante, con varias especies de árboles, mamíferos, aves, reptiles, anfibios e invertebrados terrestres clasificados como amenazados a nivel mundial (IUCN 2021). El número de especies amenazadas amazónicas es muy conservador, ya que el estatus de la mayoría de las especies amazónicas ni siquiera ha sido evaluado (Cuadro 19.1). Aunque a la fecha no hay registro de una extinción regional, es posible que ya hayan ocurrido algunas, especialmente en plantas e invertebrados, dada la gran cantidad de especies aún por describir en estos taxones (Lees y Pimm 2015; Stork 2018; ter Steege *et. al* 2013). El endemismo a pequeña escala también puede contribuir a extinciones no detectadas, ya que muchas especies pueden tener distribuciones geográficas muy restringidas (Fernandes 2013), apareciendo en áreas muy pequeñas (Cuadro 19.2).

La fragmentación de los bosques, o la subdivisión de la cubierta forestal remanente en parches de bosque de tamaño variable, es otro impacto local de la deforestación que remodela la configuración del paisaje. Un aumento en la fragmentación de los bosques es causado por la deforestación continua (Armenteras Barreto *et. al* 2017; Broadbent *et. al* 2008; Laurance *et. al* 2018; Numata *et. al* 2017). Entre 1999 y 2002, se crearon aproximadamente 5000 nuevos fragmentos anualmente debido a la deforestación en la Amazonía brasileña (Broadbent *et. al* 2008). Aunque la mayoría de los bosques amazónicos permanecen en grandes bloques contiguos, hay más de 50.000 fragmentos entre 1-100 ha (Haddad *et. al* 2015).

La distribución de pequeños fragmentos de bosque en la Amazonía no es uniforme; más bien, la fragmentación se concentra a lo largo de los bordes sur y este del bioma, a lo largo de las principales carreteras y ríos, y alrededor de los centros urbanos (Montibeller *et. al* 2020; Vedovato *et. al* 2016). La deforestación también promueve el aislamiento de fragmentos, con parches de bosque cada vez más

distantes entre sí, así como de grandes áreas boscosas contiguas (de Almeida *et. al* 2020). Mientras que el tamaño del fragmento afecta el mantenimiento de poblaciones viables tanto de animales como de plantas, el aislamiento de los fragmentos interrumpe la dispersión y el movimiento. Cuanto más pequeño sea el fragmento, menores serán sus posibilidades de sustentar el grupo original de especies forestales (Laurance *et. al* 2011; Michalski *et. al* 2007; Michalski y Peres, 2005), siendo particularmente afectados los animales de gran tamaño y aquellos que dependen en gran medida del hábitat forestal (Lees y Peres 2008; Michalski y Peres 2007). El aislamiento de fragmentos es más dañino para las especies con poca movilidad, que no pueden cruzar matrices abiertas no forestales (Lees y Peres 2009; Palmeirim *et. al* 2020). Hasta la fecha, se han detectado impactos negativos del tamaño de fragmentos y/o aislamiento en toda la Amazonía, afectando a briófitos de hojas, árboles, palmeras, aves, carnívoros y primates (Laurance *et. al* 2011; Michalski y Peres 2007). Los fragmentos de bosque también experimentan toda una gama de efectos de borde, que conducen a su degradación (ver la Sección 19.4.2).

La temperatura local y la precipitación también se ven afectadas por la deforestación. La temperatura de la superficie terrestre es de 1,05 a 3,06°C más alta en los pastizales y las tierras de cultivo que en los bosques cercanos, y esta diferencia se vuelve más pronunciada durante la estación seca (Maeda *et. al* 2021). Además, a medida que la cubierta forestal disminuye a escala de paisaje, más cálido se vuelve el paisaje, de modo que los paisajes con un menor número de parches de bosque restantes pueden ser hasta 2,5°C más cálidos que aquellos con mayor cubierta forestal (Silvério *et. al* 2015). La pérdida de bosques también conduce a una reducción de las precipitaciones (Spracklen *et. al* 2012; Werth 2002), ya que el 25-50% de la lluvia amazónica se recicla de los bosques (Eltahir y Bras 1994). Por lo tanto, la pérdida de bosques acumula una disminución de las precipitaciones, lo que aumenta el riesgo de muerte regresiva de los bosques a gran escala (ver los

Capítulos 22 a 24). Se estima que la deforestación ya ha disminuido la precipi-

Cuadro 19.1 Por qué los recuentos actuales de especies amenazadas en la Amazonía son subestimaciones flagrantes

Para comprender cuántas especies amazónicas están amenazadas, primero debemos saber cuántas especies hay en el bioma. Se estima que el 86% de las especies existentes en la Tierra y el 91% de las especies en el océano aún esperan una descripción científica formal; hasta la fecha solo se han catalogado 1,7 millones de especies (Mora *et al.* 2011). Se espera que la mayor parte de esta diversidad no descubierta se encuentre en bosques tropicales como el Amazonas. Dar el primer paso y poner nombre a la vida en la Tierra es el mayor impedimento para entender cuánto de esa vida está amenazada de extinción. Las estimaciones globales de más de un millón de especies amenazadas (por ejemplo, IPBES 2019) se derivan de estimaciones del número total de especies que pueden existir combinadas con proporciones de cuántas especies descritas están amenazadas. Por ejemplo, se sabe que alrededor del 10% de los insectos descritos están en peligro de extinción.

El número de especies catalogadas oficialmente como amenazadas en la Amazonía es bajo por una variedad de razones. En primer lugar, es poco probable que hayamos descrito más del 10% de todas las especies del bioma. En segundo lugar, incluso para aquellas especies que han sido nombradas, el proceso de la Lista Roja cubre de manera desproporcionada especies de vertebrados y no otras especies en el árbol evolutivo de la vida. Incluso muchas especies de vertebrados que han sido evaluadas oficialmente han sido clasificadas como 'Datos Insuficientes', lo que significa que no hay suficiente información disponible para aplicar los criterios y evaluar su estado de conservación. La gran mayoría de las especies descritas no han sido evaluadas, ya sea por falta de información sobre su distribución geográfica, respuestas al cambio global o tendencias poblacionales, sumado a la falta de recursos humanos para llevar a cabo la tarea de evaluación y verificación (IPBES 2019). En tercer lugar, la taxonomía es un proceso iterativo y los datos genéticos apuntan cada vez más hacia una mala medición de la diversidad taxonómica amazónica al descubrir múltiples linajes dentro de las especies descritas que no han compartido genes durante un período de tiempo muy largo (hasta millones de años), y que podrían ser mejor tratado a nivel de especie. Esta inflación taxonómica (Isaac *et al.* 2004) tiende a producir más especies 'nuevas' de área de distribución restringida, que por lo tanto tienen más probabilidades de cumplir con los criterios de la Lista Roja si sus áreas de distribución han sufrido una pérdida intensiva de hábitat.

El bajo nivel actual de especies 'oficialmente' amenazadas es principalmente producto de la falta de conocimiento sobre cuántas especies habitan el bioma amazónico y qué proporción de esta biodiversidad 'desconocida' está amenazada. En segundo lugar, también refleja las deficiencias en nuestro conocimiento de la respuesta de las especies 'conocidas' a la pérdida, fragmentación y perturbación del hábitat, y cómo sus rangos geográficos se superponen con las regiones expuestas a factores estresantes. En resumen, actualmente aún no sabemos cuántas especies amazónicas están amenazadas.

tación en un 1,8% en la Amazonía (Spracklen y García-Carreras 2015), aunque los cambios en los patrones de lluvia varían a lo largo de la cuenca y entre las estaciones húmeda y seca (Bagley *et. al* 2014; Costa y Pires 2010). Además, la deforestación

generalizada influye negativamente en las precipitaciones fuera de la cuenca del Amazonas, lo que influye en los ciclos hidrológicos regionales. Un estudio de modelación sugiere que el 70% de la precipitación en la Cuenca del Plata; ubicados en Ar-

Tabla 19.1 Pérdida anual estimada de carbono por deforestación en la Amazonía entre 1980-2010 (Phillips et al.,

País	Pérdida de carbono (Tg C año⁻¹)
Bolivia	28,6
Brasil	223,9
Colombia	6,5.
Ecuador	2,5.
Guayana Francesa	1
Guayana	1.
Perú	17,9
Surinam	1
Venezuela	1

gentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay; depende de la humedad reciclada sobre el Amazonas (Van Der Ent *et. al* 2010).

A nivel regional, la deforestación amazónica tiene impactos sorprendentes y muy diversos, como la aceleración del derretimiento de los glaciares en los Andes y la contribución a la proliferación de sargazos en el Caribe. La quema de bosques talados recientemente como parte del proceso de deforestación (Cuadro 19.3) libera carbono negro a la atmósfera. Luego, las columnas de humo transportan el carbono negro a los Andes, donde puede depositarse sobre los glaciares, lo que acelera el derretimiento de los glaciares. Este proceso es altamente estacional, alcanzando su punto máximo durante los meses de fuego alto (Magalhães *et. al* 2019). A miles de kilómetros de distancia, en el Mar Caribe, es probable que las recientes floraciones de sargazo estén influenciadas por aportes anómalos de nutrientes al Atlántico como resultado de la deforestación amazónica (Wang *et. al* 2019). Las floraciones de sargazo tienen un impacto negativo en el turismo y la pesca, y provocan cambios en las comunidades de las praderas de pastos marinos y un aumento de la mortalidad de los corales (Tussenbroek *et. al* 2017).

A escala global, las emisiones de gases de efecto invernadero son el impacto más pronunciado de la pérdida de bosques en la Amazonía. Entre 1980 y 2010, la Amazonía perdió un estimado de 283,4 Tg C anuales debido a la deforestación, lo que resultó en emisiones anuales de 1040,8 Tg CO₂ (Phillips et al. 2017). Las emisiones relacionadas con la deforestación no son homogéneas en el espacio ni en el tiempo. Por ejemplo, las emisiones anuales de Brasil por la deforestación amazónica son ocho veces mayores que las de Bolivia, el segundo mayor emisor de la cuenca entre 1980 y 2010 (Tabla 19.1). En general, las emisiones han disminuido en la región, siendo más altas en la década de 1980 que en la década de 2000 (Phillips et al. 2017).

19.3 Principales impulsores de la deforestación y sus impactos asociados

19.3.1 Expansión agrícola

En toda la Amazonía, la deforestación ha sido impulsada principalmente por la expansión agrícola, en particular la ganadería (Nepstad et al. 2009), debido a varias políticas públicas (ver los Capítulos 14 y 15). Solo en la Amazonía brasileña, se estima que el 80% de las áreas deforestadas están ocupadas por pastos (Ministério do Meio Ambiente 2018). A principios de la década de 2000, la expansión de las tierras de cultivo a gran escala, principalmente de soya, se volvió cada vez más importante como impulsor de la deforestación. Este patrón se invirtió (Macedo et al. 2012) debido a las amplias políticas de conservación, incluyendo la moratoria de la soya, y la creación de una serie de áreas protegidas en las regiones de Brasil donde se estaba produciendo la mayor parte de la deforestación relacionada con la soya (Nepstad et al. 2014; Soares-Filho et al. 2010). Actualmente, la expansión de la soya en la Amazonía brasileña ocurre principalmente en áreas que antes eran pastizales, en lugar de reemplazar directamente a los bosques (Song et al. 2021). En Bolivia, sin embargo, la soya sigue en expansión; la región de Santa Cruz ha sido identifi-

Cuadro 19.2 El endemismo a pequeña escala de las aves amazónicas revela amenazas de deforestación

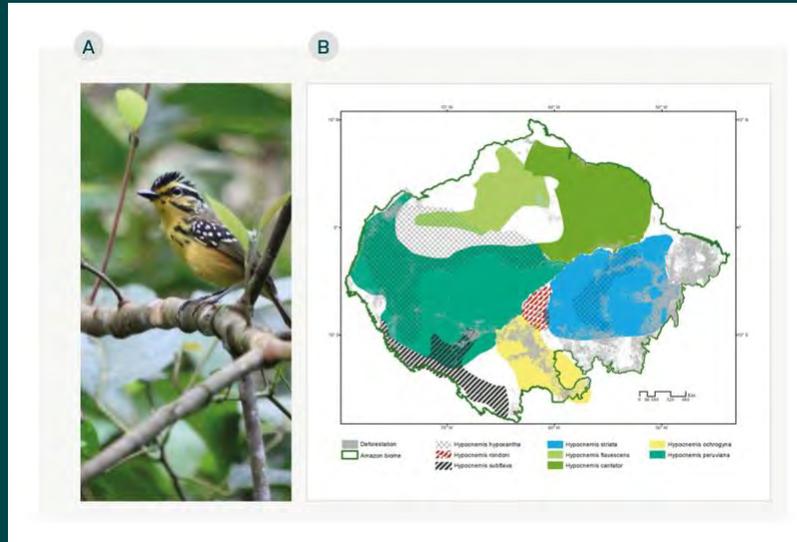


Figura 19.B2 Hay dos subespecies de hormiguero cejiamarillo (*Hypocnemis hypoxantha*) que tienen distribuciones amazónicas separadas. Esta es la subespecie orientalo *chraceiventris* y es probable que esta especie esté sujeta a una revisión taxonómica en el futuro. Foto tomada en Belterra, en la Amazonía brasileña, por Alexander Lees.

La biodiversidad amazónica no se distribuye aleatoriamente a lo largo de la cuenca, con discontinuidades geográficas como grandes ríos anchos que conspiran junto con la heterogeneidad topográfica, la variación climática y las interacciones biológicas para delimitar los rangos de especies. Durante mucho tiempo se ha reconocido que muchas especies de vertebrados están restringidas a las "áreas de endemismo" amazónicas delimitadas por ríos principales; con diferentes 'especies de reemplazo' presentes a ambos lados de estas barreras fluviales. Estas áreas de endemismo a menudo se consideran unidades de planificación para la conservación, incluyendo la designación de áreas protegidas (da Silva et al. 2005). Sin embargo, la comprensión de los patrones de endemismo depende tanto de cuán completos sean nuestros inventarios de biodiversidad como de cuán refinada sea nuestra taxonomía de los diferentes grupos. Por ejemplo, una revolución en la taxonomía aviar impulsada por el uso de conjuntos de herramientas moleculares junto con caracteres vocales ha revelado una diversidad críptica de escala fina no reconocida anteriormente. Esto apuntaba hacia una medida errónea de la diversidad de aves amazónicas debido a la dependencia de los caracteres morfológicos para definir los límites de las especies, caracteres que pueden estar altamente conservados en algunos linajes de aves de la selva tropical (Fernandes 2013, Pulido-Santacruz et al. 2018). El impacto del uso de nuevos criterios cuantitativos para el diagnóstico de especies ha sido un aumento en el número total de especies de aves en la Amazonía y un aumento en el número de especies amenazadas, ya que las 'divisiones' que afectan a las especies 'padres' que anteriormente tenían una amplia distribución crean múltiples especies 'hijas' con tamaños de rango más pequeños. Por ejemplo, una revisión taxonómica del complejo de especies *Hypocnemis cantator* (Thamnophilidae) 'Warbling Antbird' realizada por Isler et al. (2007) elevó seis poblaciones (dos de las cuales incluso ocurren en simpatria) -consideradas entonces subespecies- al estado de especie basado en diferencias vocales. Esta decisión taxonómica fue posteriormente reforzada por datos moleculares (Tobias et al. 2008) y más tarde otro miembro de este complejo de especies - *Hypocnemis rondoni* fue descrito más tarde con un pequeño rango en el interfluvio Aripuanã-Machado dentro del área de endemismo de Rondonia (Whitney et al. 2013). Estos descubrimientos y reordenamientos taxonómicos significan que varias especies en este complejo tienen áreas de distribución restringidas que se superponen al Arco de Deforestación Amazónico y, por lo tanto, están amenazadas de extinción global, por ejemplo, la *Hypocnemis ochrogyna* Vulnerable. Es probable que este endemismo a pequeña escala sea un fenómeno biogeográfico amazónico común que amerita una consideración urgente en los esfuerzos sistemáticos de planificación de la conservación (Fernandes

cada como el foco de mayor deforestación en la Amazonía, principalmente debido a la conversión de bosques a campos de soya (Kalamandeen et al. 2018; Redo et al. 2011). Desde mediados de la década de 2000, el aceite de palma se ha convertido en una amenaza creciente para los bosques amazónicos, especialmente en Colombia, Ecuador, Perú y la parte oriental de la Amazonía brasileña (Furumo y Aide, 2017). Aunque las plantaciones de aceite de palma a menudo reemplazan otros usos agrícolas de la tierra, especialmente la ganadería, se ha documentado que reemplaza directamente a los bosques primarios (Castiblanco et al. 2013; de Almeida et al. 2020; Gutiérrez-Vélez y DeFries 2013). Por ejemplo, entre 2007 y 2013, el 11% de la deforestación en la Amazonía peruana fue impulsada por las plantaciones de palma aceitera (Vijay et al. 2018). Los cultivos ilícitos, más específicamente la coca, también son un motor de la deforestación, particularmente en Colombia, pero también en Bolivia, Ecuador y Perú (Armenteras et al. 2006; Dávalos et al. 2016). Sin embargo, su impacto en la pérdida de bosques es mucho menor que el causado por las materias primas lícitas (Armenteras Rodríguez et al. 2013). Desde 2016, luego del acuerdo de paz entre el gobierno colombiano y las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia (FARC), el papel de la deforestación provocada por la coca ha disminuido, con áreas previamente en conflicto deforestadas para pastos, incluso dentro de áreas protegidas (Clerici et al. 2020; Prem et al. 2020).

Impactos directos

Aunque las tierras de cultivo y los pastos albergan algunas especies animales, las comunidades ecológicas en estas áreas son dramáticamente diferentes de las de los bosques, tanto en términos de composición taxonómica como funcional (Barlow et al. 2007; Bregman et al. 2016); con la desaparición de casi todas las especies dependientes de los bosques. Entre los usos agrícolas de la tierra, los pastos tienen una diversidad taxonómica significativamente mayor que las áreas de agricultura mecanizada (por ejemplo, campos de soya) para va-rios taxones

(Solar et al. 2015). Las plantaciones de árboles también albergan un subconjunto empobrecido de especies forestales. Por ejemplo, en una plantación de palma aceitera en Perú, <5% de las especies de aves también se encontraron en los bosques (Srinivas y Koh 2016). En resumen, la contribución de las tierras agrícolas a la conservación de la biodiversidad amazónica es insignificante (Moura et al. 2013), destacando el valor insustituible de los bosques (Barlow et al. 2007).

Impactos indirectos

Además de las emisiones de GEI durante el proceso de deforestación, los pastos contribuyen aún más a las emisiones debido a la quema regular (Cuadro 19.3) y la fermentación entérica bovina (Bustamante et al. 2012). Cambios significativos en las propiedades físicas y químicas del suelo, como la compactación del suelo y cambios en la concentración de nutrientes (Souza Braz et al. 2013; Fujisaki et al. 2015; Melo et al. 2017), también son el resultado de la conversión de bosques a pastos y tierras de cultivo en la Amazonía. El uso de plaguicidas y herbicidas en los sistemas agrícolas suele ser excesivo en la región (Bogaerts et al. 2017; Schiesari et al. 2013), pero los impactos de esto en los ecosistemas terrestres no han sido descritos ni cuantificados.

19.3.2. Infraestructura

19.3.2.1. Carreteras

Los principales caminos y carreteras oficiales, es decir, los construidos por el gobierno, se extienden profundamente en el Amazonas; sólo la parte occidental de la cuenca está en gran parte libre de vías (Figura 19.6). Las vías oficiales, aunque no estén pavimentadas, a menudo generan redes de caminos no oficiales, es decir, aquellos construidos por actores locales, que brindan un mayor acceso a bosques previamente inaccesibles, lo que resulta en el patrón clásico de 'deforestación de espina de pescado' (Figura 19.5). En términos de longitud total, la red de carreteras no oficiales es tan extensa como para superar a las oficiales (Nascimento et al. 2021).

Cuadro 19.3 Los incendios, la deforestación y la sequía provocan la degradación de los bosques

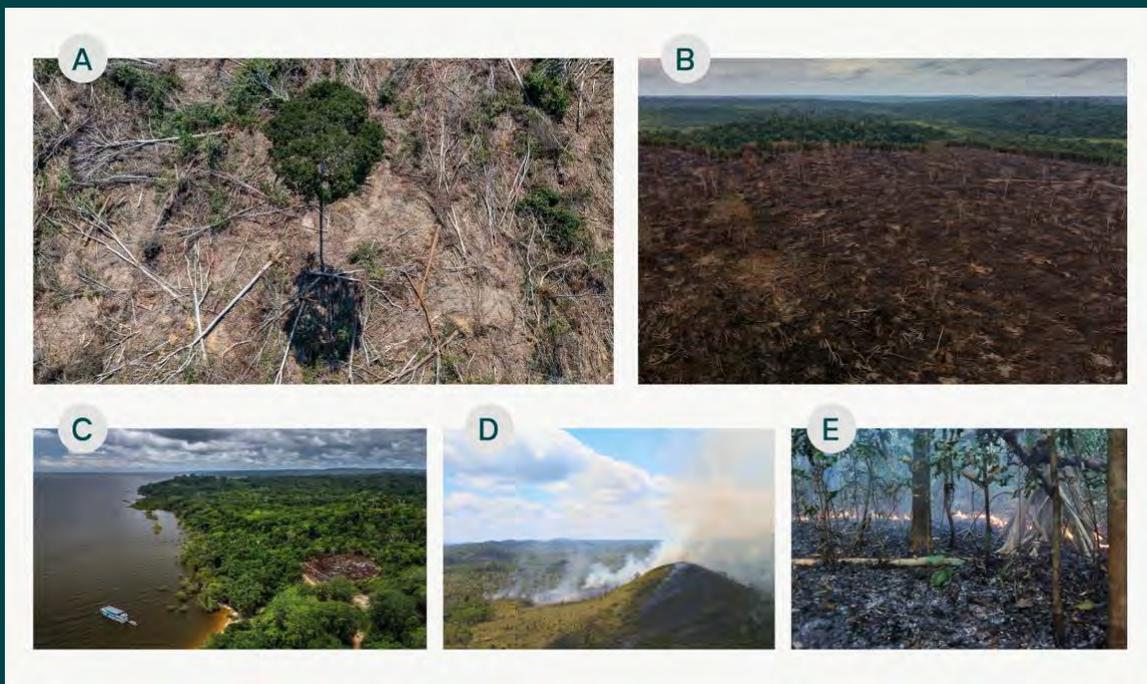


Figura 19.B3 A) Un área recientemente deforestada (Foto de Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável); B) Una gran área deforestada recientemente quemada (Foto de Flávio Former/Rede Amazônia Sustentável); C) Pequeña área deforestada y quemada para la agricultura de subsistencia (Foto de Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável); D) Fuego en pastizales (Foto de André Muggiati); E) Sotobosque (Foto de Erika Berenguer).

Los incendios son una parte intrínseca del proceso de deforestación en la Amazonía (Barlow *et al.* 2020). Primero se despeja la tierra y se pueden talar los árboles usando una variedad de métodos, desde motosierras hasta excavadoras. Luego, la vegetación talada se deja secar durante un período de unas pocas semanas a unos pocos meses en la estación seca. Cuando la vegetación talada está seca, se le prende fuego, transformando la mayor parte de la biomasa en cenizas. La tierra está entonces lista para ser plantada. Los incendios también se utilizan en la agricultura de subsistencia, que a menudo se denomina tala y quema. Utilizado tradicionalmente por pueblos indígenas y pequeños propietarios, el fuego se utiliza para quemar una pequeña porción de tierra que ha sido deforestada recientemente. Después de algunos años de uso agrícola, esta área se abandonará y se dejará en barbecho, ya que el agricultor rotará la producción agrícola a otro barbecho. Finalmente, los incendios también se utilizan como una herramienta de manejo común en los pastos, para eliminar malezas y árboles pequeños y aumentar la productividad. Sin embargo, los incendios de la deforestación, la agricultura de subsistencia o los pastos pueden escapar a las áreas agrícolas circundantes, lo que genera pérdidas económicas a medida que se queman los cultivos, las cercas y los edificios (Cammelli *et al.* 2019). También pueden escapar a los bosques circundantes si es un año seco, ya que la hojarasca con menos del 23% de humedad puede provocar un incendio (Ray *et al.* 2005). Los incendios en los bosques amazónicos, o incendios de sotobosque, tienden a ser de baja intensidad, con alturas de llama que oscilan entre 10 y 50 cm, y de movimiento lento, quemando 300 m por día (Cochrane *et al.* 1999; Ray *et al.* 2005). Los incendios del sotobosque pueden ser bloqueados por el dosel y difíciles de detectar mediante enfoques de teledetección (Pessôa *et al.* 2020). Sin embargo, los desarrollos tecnológicos recientes, como el conjunto de radiómetros de imágenes infrarrojas visibles (VIIRS) y la detección de degradación continua (CODED), han sido fundamentales para mapear los incendios del sotobosque en la Amazonía, ayudando así a revelar el verdadero alcance de los incendios y la degradación forestal en general (Bullock *et al.* 2020; Oliva y Schroeder 2015; Schroeder *et al.* 2014).



Figura 19.6 Carreteras planeadas (amarillas), pavimentadas (rojas) y sin pavimentar (marrones) a través del Amazonas, así como vías férreas existentes (negras) y planeadas (moradas). El bioma amazónico está delineado en verde, mientras que la cuenca del Amazonas (el límite utilizado en otros capítulos de este informe) está delineada en azul.

Impactos directos

Los impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre terrestre en la Amazonía son diversos y multifacéticos (Laurance et al. 2009). Sus efectos directos se ven eclipsados por sus impactos indirectos, pero no obstante siguen siendo importantes. En primer lugar, las carreteras conducen a altos niveles de mortalidad por atropellos. Por ejemplo, en el transcurso de 50 días de monitoreo de un tramo de carretera de 15,9 km en Napo (en el Amazonas occidental), se mataron 593 animales, incluyendo reptiles, anfibios, aves y mamíferos (Filius et al. 2020). Ocasionalmente, los animales atropellados incluyen especies amenazadas, como águilas arpías, osos hormigueros gigantes, armadillos gigantes, nutrias gigantes, monos araña de cara roja, tapires de tierras bajas y tucanes de pico rojo (de Freitas et al. 2017; Medeiros 2019). Dados los aproximadamente 40.000 km de caminos oficiales a través del Amazonas, los atropellos son muy poco reportados y estudiados. En segundo lugar, las carreteras pueden actuar como impulsores directos de la fragmentación del hábitat, aislando a las poblaciones a ambos lados (Lees y Peres 2009). Anchos de solo 12-25 m pueden restringir los movimientos de especies de aves adaptadas al sotobosque del bosque (Laurance et al. 2004; Laurance et al. 2009).

Impactos indirectos

Los mayores impactos de las carreteras son indirectos. La construcción de carreteras oficiales y, posteriormente, no oficiales alrededor de estas, aumenta el valor de la tierra, ya que hace más rentable la agricultura y la ganadería, al hacer que los productos puedan ser transportados a los centros urbanos y puertos (Perz et al. 2008). A su vez, los precios más altos de la tierra conducen a la especulación de la tierra que motiva la deforestación para asegurar la posesión de la tierra (Fearnside 2005). Las carreteras también inducen a la migración, lo que lleva a invasiones y asentamientos (Mäki et al. 2001; Perz et al. 2007). Como resultado, la presencia de carreteras está

fuertemente asociada con la deforestación en la Amazonía Brasileña (Laurance et al. 2002; Pfaff et al. 2007), peruana (Bax et al. 2016; Chávez Michaelsen et al. 2013; Naughton-Treves 2004), y ecuatoriana. Sin embargo, en el caso de Ecuador la construcción de carreteras está ligada a concesiones petroleras (Mena et al. 2006; Sierra 2000). La pavimentación de caminos oficiales provoca deforestación directa a lo largo de las carreteras (Fearnside 2007; Asner et al. 2010) e induce la deforestación desplazada. Los pastizales a menudo se venden para convertirlos en tierras de cultivo más rentables, como la soya, y los ganaderos que han vendido sus tierras se trasladan a áreas de selva tropical para establecer nuevos ranchos (Arima et al. 2011; Richards et al. 2014).

19.3.2.2 Presas hidroeléctricas

Existen recursos energéticos sustanciales en la Amazonía, algunos explotados activamente y otros como reservas potenciales (Ferreira *et al.* 2014). Actualmente hay 307 represas hidroeléctricas en operación o en construcción, con propuestas para al menos 239 más (Figura 19.7). De estas, algunas son consideradas mega-represas, de >1 GW de capacidad. Las represas hidroeléctricas no solo alteran los ecosistemas acuáticos (Capítulo 20), sino que también tienen graves consecuencias para los terrestres.

Impactos directos

La mayoría de las represas hidroeléctricas requieren que se inunde un área que actúe como reservorio. Tanto los bosques de las llanuras aluviales (*várzea*) como los de las tierras altas (*tierra firme*) mueren a causa de las inundaciones de los embalses (Lees *et al.* 2016), lo que resulta en altos niveles de emisiones de CO₂ y CH₄ debido a la descomposición de árboles sumergidos (Figura 19.8; ver el Capítulo 20). Aunque los bosques inundados estacionalmente pueden sobrevivir varios meses bajo el agua, mueren si se inundan todo el año. Los bosques que bordean el embalse también sufren estrés, incluyendo reducciones en las tasas de fotosíntesis de los árboles (dos Santos

Junior *et al.* 2015). Dependiendo de la topografía local, después



Figura 19.7 Represas hidroeléctricas y vías fluviales planificadas y activas en el bioma amazónico. El bioma amazónico está delimitado en verde, mientras que la cuenca amazónica (utilizada en otros capítulos de este informe) está delimitada en azul. Fuentes: WCS Venticinquete 2016; RAISG 2020.

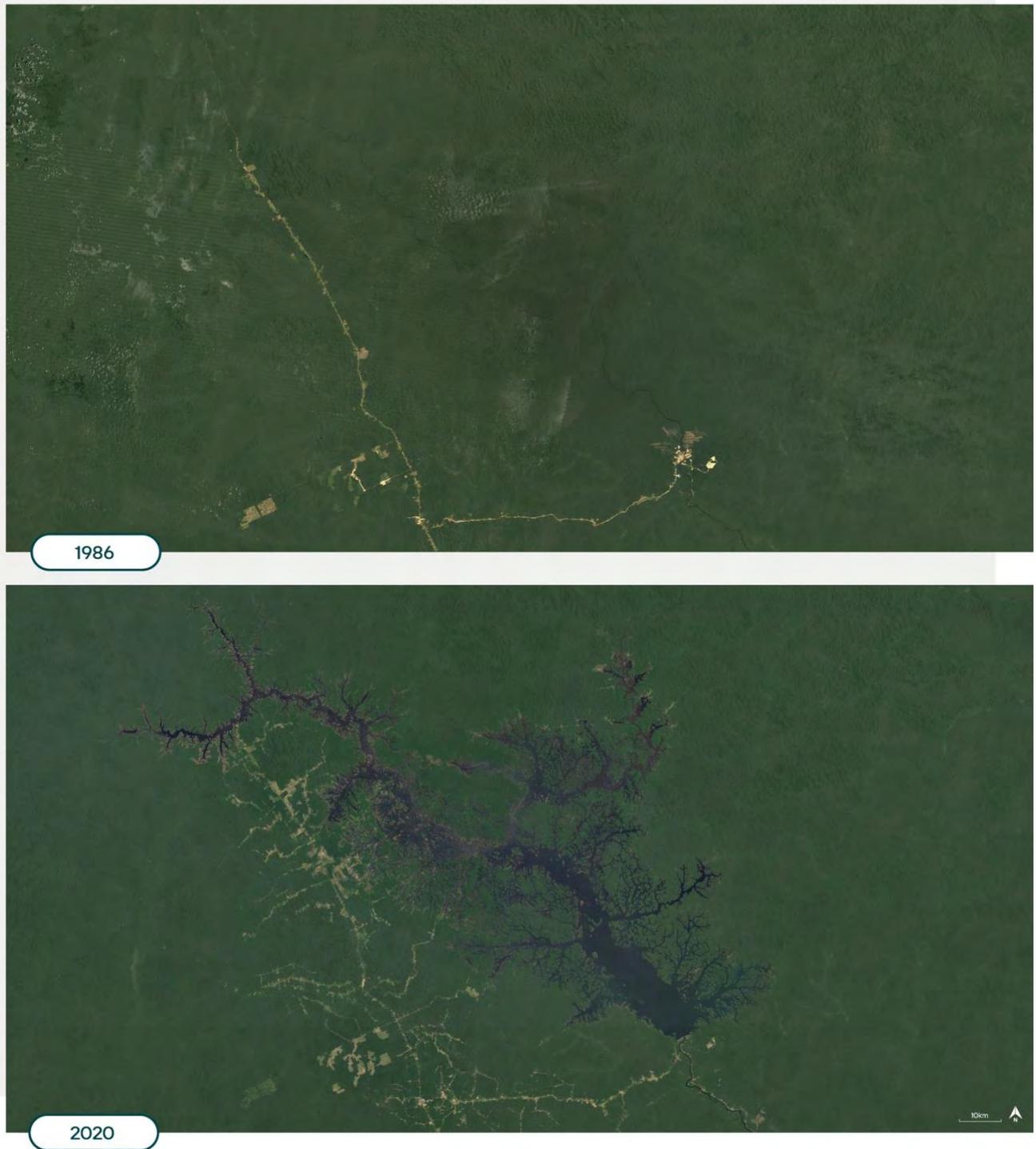


Figura 19.8 Inundación del embalse de la represa Balbina en Brasil. a) Antes (1986) y b) después (2020) de la inundación. Fuente Google Earth.

de una inundación se pueden formar islas que contienen bosques de tierras altas. Las islas recién formadas sufren efectos de borde y fragmentación, ya que han quedado aisladas del resto del bosque contiguo anterior. Las islas del embalse tienen una composición de especies significativamente diferente tanto de fauna como de flora que las áreas continentales adyacentes (Tourinho 2020, Benchimol y Peres 2015), un patrón particularmente pronunciado en las islas pequeñas, donde la fauna de gran tamaño se extingue (Benchimol y Peres 2020). Los invertebrados también se ven afectados negativamente por las inundaciones; un estudio encontró que treinta años después de que se llenara el embalse, varias islas carecían por completo de especies de escarabajos coprófagos (Storck-Tonon *et al.* 2020). Las represas también afectan los bosques río abajo; los regímenes de inundación alterados pueden incluso impactar bosques a 125 km de distancia del embalse (Schongart *et al.* 2021), causando la mortalidad de árboles a gran escala (Assahira *et al.* 2017), lo que lleva a la pérdida de un hábitat crucial para una variedad de organismos (p. ej., mamíferos arbóreos, aves y plantas) que pueden extinguirse localmente (Lees *et al.* 2016). Finalmente, las represas también pueden afectar el estado de las áreas protegidas; por ejemplo, la represa São Luiz do Tapajós planificada dio como resultado que parte del Parque Nacional Amazonia fuera descatalogado en Brasil (Fearnside 2015a).

Impactos indirectos

La construcción de represas hidroeléctricas también genera impactos indirectos; por ejemplo, la población atraída a la región aumenta la deforestación en el área que rodea la represa (Jiang *et al.* 2018; Velastegui-Montoya *et al.* 2020). Además, la construcción de represas a menudo genera problemas socioeconómicos, como el aumento de la violencia y la anarquía, y el desplazamiento y la destrucción de los medios de vida de las comunidades indígenas y no indígenas (Athayde *et al.* 2019; Castro-Díaz *et al.* 2018; Moran 2020; Randell 2017).

19.3.2.3 Urbanización

Aproximadamente el 70% de los amazónicos viven en centros urbanos (Padoch, C. *et al.* 2008; Parry *et al.* 2014), con la ciudad más grande, Manaus, con más de 2,2 millones de habitantes (IBGE 2021). La expansión urbana se concentra actualmente en ciudades pequeñas y medianas (Richards y VanWey 2015; Tritsch y Le Tourneau 2016) y es el resultado de varios procesos, desde la migración rural-urbana y urbana-urbana hasta el desplazamiento debido al conflicto armado y el crecimiento demográfico intrínseco (Camargo *et al.* 2020; Perz *et al.* 2010; Randell y VanWey 2014; Rudel *et al.* 2002). Ver el Capítulo 14 para obtener más detalles sobre la migración histórica a las ciudades amazónicas.

Impactos directos

La expansión urbana y suburbana aumenta la deforestación (Jorge *et al.* 2020), especialmente en asentamientos fronterizos. La biodiversidad urbana amazónica está poco estudiada, pero generalmente está taxonómicamente empobrecida y típicamente dominada por un pequeño subconjunto de especies comunes que se encuentran en hábitats secundarios (Lees y Moura 2017; Rico-Silva *et al.* 2021). Como se ha observado en otros lugares, la urbanización también influye en el clima local, que se vuelve más cálido (de Oliveira *et al.* 2020; Souza *et al.* 2016).

Impactos indirectos

Muchos migrantes de las zonas rurales a las urbanas siguen consumiendo los recursos forestales y, por lo tanto, desempeñan un papel en las decisiones sobre el uso de los bosques (Chaves *et al.* 2021; Padoch, C. *et al.* 2008). Por ejemplo, las encuestas de dos ciudades amazónicas en el río Madeira mostraron que el 79% de los hogares urbanos consumían carne de animales silvestres, incluyendo mamíferos terrestres y aves (Parry *et al.* 2014).

Los animales cazados para el consumo urbano pueden obtenerse de bosques ubicados a una distancia de hasta 800 kilómetros y con frecuencia

incluyen especies amenazadas, como paujil negro, armadillo gigante, tinamú gris, mono araña de cara roja, tapir de tierras bajas, tucán de pico rojo y Pecarí de labio blanco (Bodmer y Lozano 2001; Bizri *et al.* 2020; IUCN 2021; Parry *et al.* 2010, 2014).

19.3.2.4 Ferrocarriles y vías navegables

En todo el Amazonas, la densidad de vías férreas y vías fluviales es mucho menor que la de las carreteras (Figuras 19.6 y 19.7). Como resultado, existen pocos estudios sobre los impactos de estas formas de infraestructura en los ecosistemas terrestres (ver el Capítulo 20 para conocer los impactos de las vías fluviales en los ecosistemas acuáticos).

Impactos directos

La apertura de vías férreas en el Amazonas da como resultado la deforestación y la fragmentación del bosque cortado por la vía férrea, lo que afecta el movimiento de animales que no pueden cruzar ni siquiera los claros estrechos (Laurance *et al.* 2009). Actualmente no hay ninguna investigación publicada sobre los impactos directos de los cursos de agua en los bosques amazónicos.

Impactos indirectos

El movimiento limitado de pasajeros a lo largo de las vías férreas significa que los niveles de deforestación adyacentes son mucho más bajos en relación con las carreteras. Sin embargo, los ferrocarriles aún pueden inducir indirectamente la deforestación. Por ejemplo, entre 1984 y 2014 se perdieron aproximadamente 30.000 km² de bosques en el área de influencia del Ferrocarril Carajás en la Amazonía brasileña (Santos *et al.* 2020). Sin embargo, algunos de estos impactos son difíciles de separar de los de las carreteras construidas cerca de algunas de las estaciones de tren.

Los ferrocarriles presentan riesgos importantes para el futuro de la Amazonía. El Ferrocarril “Ferro Grão”, también ubicado en la Amazonía brasileña,

uniría las áreas sojeras de Mato Grosso (la Amazonía meridional) con el puerto de Miritituba en el bajo río Tapajós, con acceso al río Amazonas (Figura 19.6). Se puede esperar que los menores costos de flete de la soya de Mato Grosso transportada por el Ferrocarril Ferro Grão contribuyan a la conversión de pasturas en soya, lo que posiblemente lleve a la deforestación desplazada, como se vio en otros lugares cuando se pavimentaron las carreteras (Fearnside y Figureido 2016). Otro ferrocarril propuesto conectaría Mato Grosso con el puerto de Bayóvar en el estado peruano de Piura (Dourojeanni 2015). Este ferrocarril, conocido como el “Ferrocarril del Pacífico” en Perú, también podría contribuir a la expansión de la soya y al desplazamiento de la deforestación en Brasil. Se espera el mismo patrón de deforestación desplazada como resultado de las vías fluviales propuestas de Tapajós y Tocantins, que estimularían la conversión de pastos en grandes tierras de cultivo (Fearnside 2001).

19.3.3. Minería

19.3.3.1 Minerales

La minería es una fuente importante de impactos ambientales en la Amazonía, con 45.065 concesiones mineras en operación o en espera de aprobación, de las cuales 21.536 se superponen con áreas protegidas y tierras indígenas (Figura 19.9). Mientras que algunos minerales; como bauxita, cobre y mineral de hierro (Souza-Filho *et al.* 2021), se extraen a través de operaciones legales realizadas por grandes corporaciones (Sonter *et al.* 2017), la minería de oro es en gran medida ilegal (Asner y Tupayachi 2017; Sousa *et al.* 2011). A pesar de su ilegalidad, la minería de oro ha dejado de ser artesanal y ahora es una actividad semi mecanizada que emplea maquinaria grande y costosa, como perforadoras de prospección y excavadoras hidráulicas (Massaro y de Theije 2018; Springer *et al.* 2020; Tedesco 2013).

Impactos directos

En general, la extensión de la deforestación impulsada por la minería es mucho menor que la causada por la expansión agrícola (ver la Sección 19.3.1). Sin embargo, todavía representa el princi-

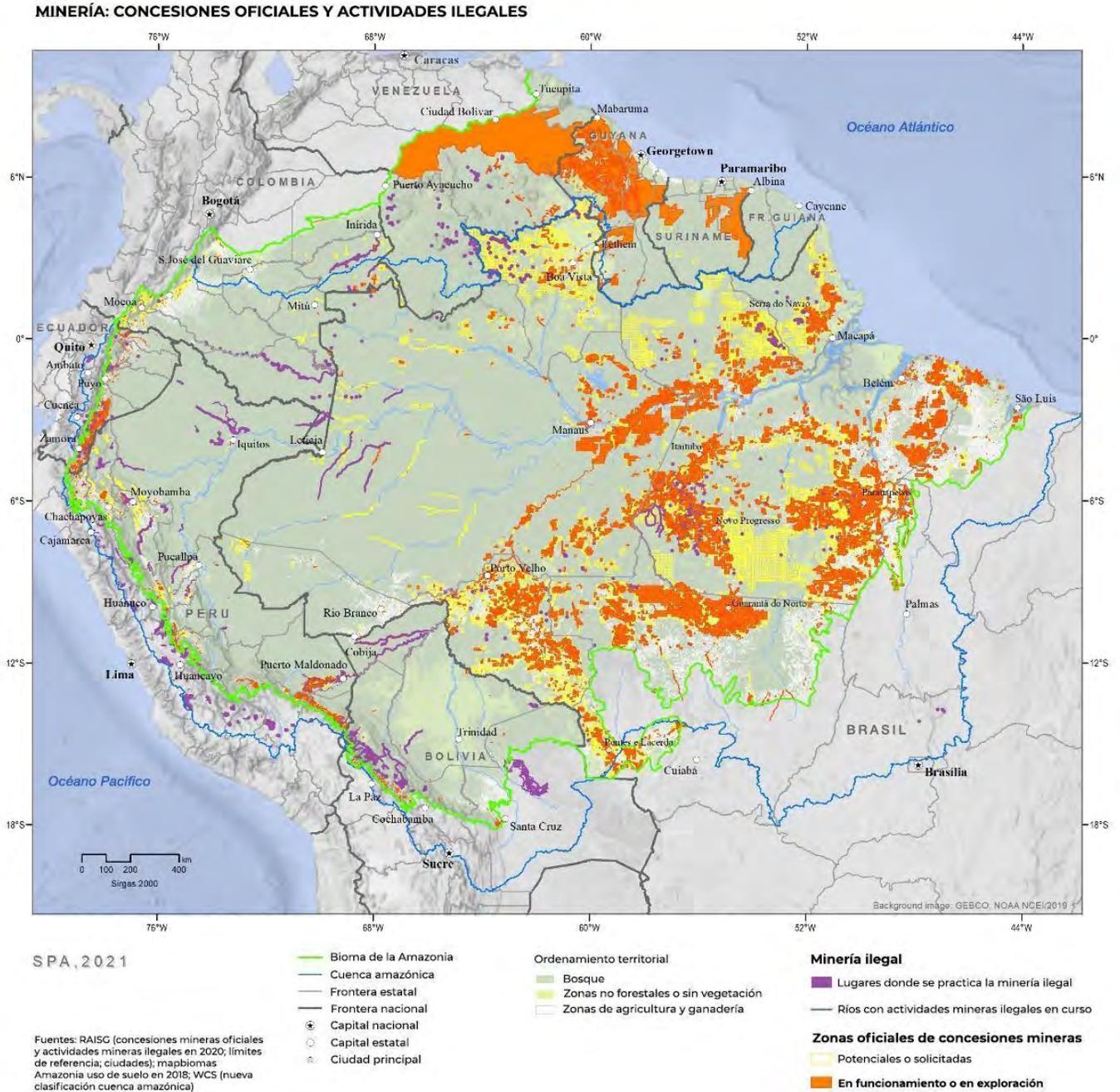


Figura 19.9 Minería ilegal (púrpura) y legal que está planificada (amarillo) o en producción (naranja) en toda la Amazonía. El bioma de la Amazonía está delineado en verde, mientras que la cuenca del Amazonas (usada en otros capítulos) está delineada en azul. Fuentes: WCS-Venticinque 2016; RAISG 2020.

pal impulsor de la pérdida de bosques en la Guayana Francesa, Guyana, Surinam y partes de Perú (Dezécache *et al.* 2017; Caballero-Espejo *et al.* 2018). Por ejemplo, en Guyana, la minería condujo a la pérdida de c. 89.000 ha de bosques entre 1990 y 2019, un área 18 veces mayor que la perdida por la expansión agrícola en el mismo período (Guyana Forestry Commission 2020). En Surinam, el 71% de la deforestación se atribuye a la minería (República de Surinam 2019).

En el sureste de la Amazonía peruana, aproximadamente 96 000 ha fueron deforestadas debido a la minería entre 1985 y 2017 (Caballero-Espejo *et al.* 2018), incluyendo áreas dentro de la Reserva Nacional Tambopata y su zona de amortiguamiento (Asner y Tupayachi 2017). En un solo año, la deforestación por la minería aurífera en la región de Madre de Dios resultó en la pérdida directa de c. 1,12 Tg C (Csillik y Asner 2020).

Otro impacto directo de la minería es la pérdida potencial de biodiversidad en uno de los ecosistemas más pequeños de la Amazonía, las cangas. Este es un ecosistema similar a una sabana ferruginosa asociado con afloramientos de piedra de hierro en el este del Amazonas (Skiryicz *et al.* 2014). Originalmente ocupaba un área de 144 km², pero el 20% de esta área se ha perdido debido a la extracción de mineral de hierro (Souza-Filho *et al.* 2019). A pesar de la pequeña área ocupada, las cangas amazónicas tienen 38 plantas vasculares endémicas, 24 de las cuales son consideradas raras (Giulietti *et al.* 2019). Las cangas también son ricas en fauna cavernícola endémica (Giupponi y Miranda 2016; Jaffé *et al.* 2018). Poco se sabe sobre los impactos de la minería en este ecosistema único. Los impactos directos e indirectos de la minería en los ecosistemas acuáticos y el bienestar humano se abordan en los Capítulos 20 y 21, respectivamente.

Impactos indirectos

Los impactos indirectos de las actividades mineras suelen ser mayores que los directos. En Brasil, por ejemplo, la minería fue responsable de la pérdida de 11.670 km² de bosques amazónicos entre 2000 y

2015, lo que corresponde al 9% de toda la deforestación en ese período (Sonter *et al.* 2017), con efectos que se extienden 70 km más allá de los límites de las concesiones mineras. La minería también estimula la pérdida de bosques al motivar la construcción de carreteras y otras infraestructuras de transporte que conducen a altos niveles de migración humana y la consiguiente deforestación (Fearnside 2019; Sonter *et al.* 2017). El Ferrocarril de Carajás, en la Amazonía brasileña, es un ejemplo de ello (ver la Sección 19.3.2.4). Finalmente, la minería puede conducir a un aumento de la tala y la deforestación para la producción de carbón vegetal, especialmente para ser utilizado en la producción de arrabio (Sonter *et al.* 2015).

19.3.3.2 Petróleo y gas

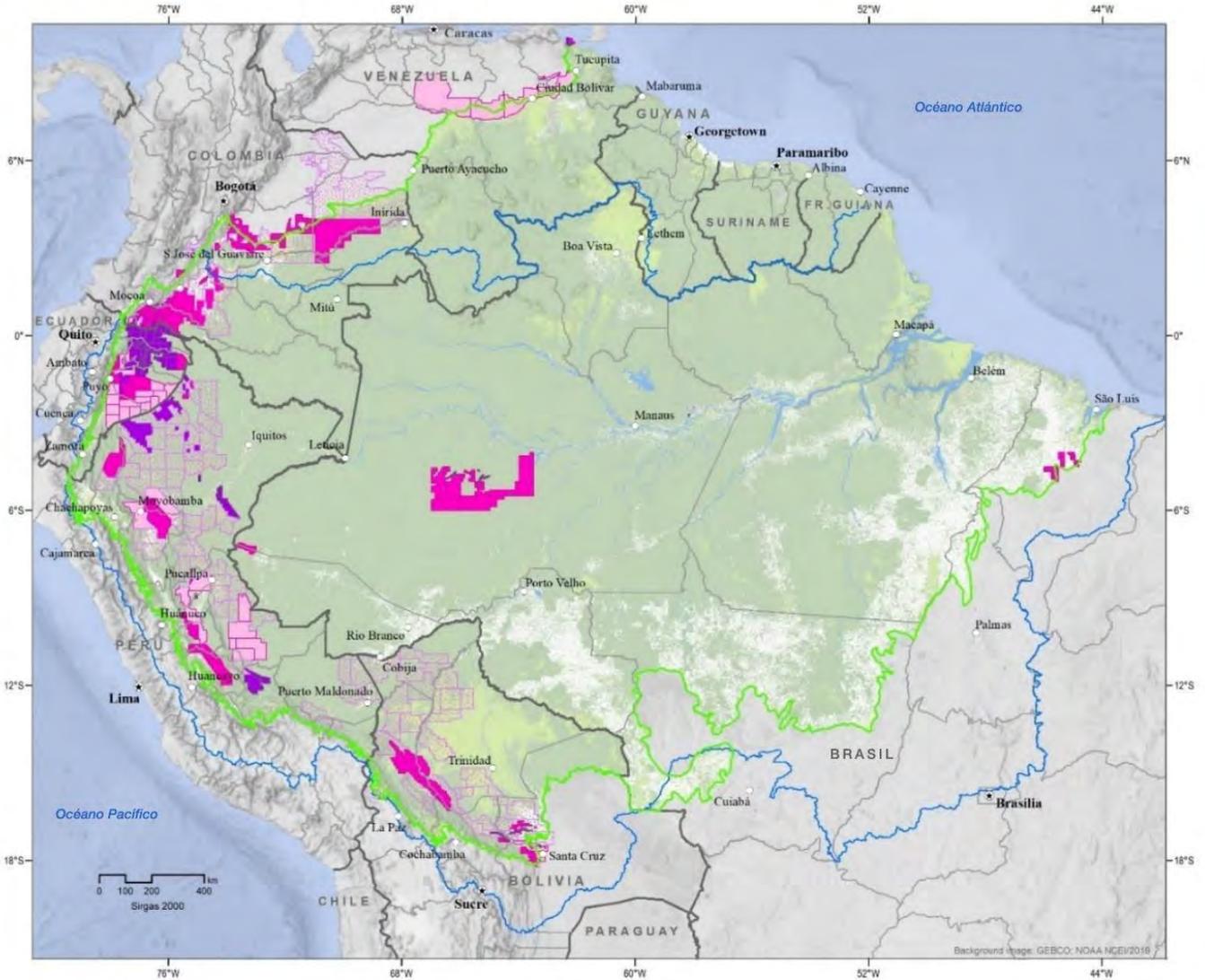
La explotación de petróleo y gas ocurre principalmente en la Amazonía occidental, donde la explotación de petróleo crudo comenzó en la década de 1940 y creció sustancialmente a partir de la década de 1970 (Finer *et al.* 2009; San Sebastián y Hurtig 2004). Actualmente, 192 concesiones de petróleo y gas están en producción y 33 en exploración; algunos de estos se superponen con áreas protegidas y tierras indígenas (Figura 19.10).

Impactos directos

Las principales amenazas del desarrollo de hidrocarburos incluyen la deforestación y los derrames de petróleo, como ha ocurrido en numerosas ocasiones en Colombia, Ecuador y Perú (Cardona 2020; San Sebastián y Hurtig 2004; Vargas-Cuentas y González 2019). Por ejemplo, en el nororiente amazónico ecuatoriano se produjeron 464 derrames de petróleo entre 2001 y 2011, por un total de 10.000 toneladas métricas de crudo vertidas al medio ambiente (Durango-Cordero *et al.* 2018). Esto corresponde a aproximadamente el 25% de la cantidad filtrada en el derrame de petróleo de Exxon Valdez. Sin embargo, la cantidad de derrames de petróleo en la Amazonía se subestima en gran medida (Orta-Martínez *et al.* 2007). Los impactos de los derrames de petróleo en los ecosistemas

terrestres siguen siendo poco conocidos. Sin embargo, se ha

OIL AND GAS LEASES ACROSS AMAZON



SPA, 2021

- Bioma de la Amazonia
- Cuenca del Amazonas
- Frontera estatal
- Frontera nacional
- Capital estatal/nacional

- Ordenamiento territorial**
- Bosque
 - Zonas no forestales o sin vegetación
 - Áreas de agricultura y ganadería

Bloques de petróleo y Gas

- Produciendo
- Proyectados
- Solicitados
- Potencial

Fuentes: RAISG (bloques de gas y petróleo en 2020; límites de referencia; ciudades); mapbiomas Amazonia (uso del suelo en 2018); WCS (nueva clasificación cuenca amazónica)

Figura 19.10 Arrendamientos de petróleo y gas en la Amazonía. El bioma amazónico está delineado en verde, mientras que la cuenca amazónica (utilizada en otros capítulos de este informe) está delineada en azul. Fuentes: WCS-Venticinque 2016; RAISG 2020.

reportado que tapires de tierras bajas, pacas, pecaríes de collar y venados colorados consumen suelo y agua contaminados por petróleo derramado de tanques de petróleo y pozos abandonados (Orta-Martínez *et al.* 2018). No está claro cómo este consumo puede afectar a las poblaciones animales.

Impactos indirectos

Como es el caso de la explotación de minerales, los efectos indirectos de la explotación de petróleo y gas en los ecosistemas terrestres eclipsan a los directos. La construcción de una gran red de carreteras para acceder a los campos petroleros ha llevado a la colonización de áreas previamente remotas, especialmente en Ecuador, lo que ha resultado en una mayor deforestación (Bilborrow *et al.* 2004). Las poblaciones de animales alrededor de estos caminos se ven afectadas negativamente (Zapata-Ríos *et al.* 2006), con un descenso del 80% en mamíferos grandes y medianos y aves de caza (Suárez *et al.* 2013). Algunos de estos caminos penetran en áreas protegidas y tierras indígenas, donde han provocado deforestación, fragmentación de hábitats, tala, caza excesiva, colisiones entre vehículos y vida silvestre y erosión del suelo (Finer *et al.* 2009).

19.4 Degradación: Una descripción general de los factores e impactos directos

La degradación forestal se define como la reducción de la capacidad general de un bosque para suministrar bienes y servicios (Parrotta *et al.* 2012), lo que representa una pérdida de valor ecológico del área afectada (Putz y Redford 2010). Si bien la deforestación es binaria (es decir, el bosque está presente o ausente), la degradación forestal se caracteriza por un gradiente de impacto, que va desde bosques con una pérdida de valor ecológico pequeña, aunque significativa, hasta aquellos que sufren una alteración grave de las funciones y procesos de los ecosistemas (Barreto *et al.* 2021; Berenguer *et al.* 2014; Longo *et al.* 2020). En total, c. 1 millón de km² de bosques amazónicos se degradaron para 2017 (Figura 19.11), equivalente al 17% del bioma, principalmente en Brasil (Bullock,

Wood-cock, Souza, *et al.* 2020). Estos bosques degradados son una parte persistente del paisaje, ya que solo el 14% de ellos fueron deforestados posteriormente (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020).

Varias perturbaciones antropogénicas actúan como impulsores directos de la degradación forestal en la Amazonía (Figura 19.12), como los incendios del sotobosque, la tala selectiva, los efectos de borde, la caza y el cambio climático (Andrade *et al.* 2017; Barlow *et al.* 2016; Bustamante *et al.* 2016; Phillips *et al.* 2017). Un bosque puede degradarse por la ocurrencia de una o varias perturbaciones (Michalski y Peres 2017; Nepstad *et al.* 1999). Por ejemplo, un fragmento de bosque que experimenta efectos de borde también puede ser talado y/o quemado (Figura 19.13). Entre 1995 y 2017, el 29% de los bosques degradados en todo el bioma experimentaron múltiples perturbaciones (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020). Además, el cambio climático es un factor omnipresente de degradación que afecta a todos los bosques amazónicos, estén o no degradados (ver el Capítulo 24).

Un bosque amazónico perturbado puede caracterizarse como degradado debido a cambios significativos en su estructura, microclima y biodiversidad, todos los cuales impactan las funciones y procesos del ecosistema. Por ejemplo, los incendios del sotobosque, la tala selectiva y los efectos de borde pueden provocar una mortalidad elevada de los árboles, una mayor dominancia de las lianas, una mayor presencia de claros en el dosel, una disminución del área basal del bosque y las reservas de carbono, cambios en la densidad de los tallos y una disminución de la presencia de árboles grandes, acompañado de un aumento en la ocurrencia de individuos de pequeño diámetro (Alencar *et al.* 2015; Balch *et al.* 2011; Barlow y Peres 2008; Berenguer *et al.* 2014; Brando *et al.* 2014; Laurance *et al.* 2006, 2011; Pereira *et al.* 2002; Schulze y Zweede 2006; Silva *et al.* 2018; Uhl y Vieira 1989). Estos cambios estructurales pueden dar como resultado una intensidad de luz, una temperatura, una exposición al viento y un déficit de presión de vapor significativamente mayores, así

como una menor humedad del aire y del suelo
(Balch *et al.* 2008; Kapos 1989;

Figura 19.11 Bosques degradados (rojo) y deforestado (blanco) en la cuenca del Amazonas. El bioma del Amazonas está delineado en verde, mientras que los límites amazónicos utilizados en otros capítulos de este informe están delineados en azul. Fuentes: Bullock, Woodcock, Souza, et al., 2020; Mapbiomas 2020.



Figura 19.11 Bosques degradados (rojo) y deforestado (blanco) en la cuenca del Amazonas. El bioma del Amazonas está delineado en verde, mientras que los límites amazónicos utilizados en otros capítulos de este informe están delineados en azul. Fuentes: Bullock, Woodcock, Souza, et al., 2020; Mapbiomas 2020.

Laurance *et al.* 2011; Mollinari *et al.* 2019).

Estos cambios abióticos y afectan la biodiversidad, que se ve afectada aún más por la caza. Las comunidades tanto de fauna como de flora experimentarán cambios en su composición y funcionalidad, y algunas especies disminuirán severamente, lo que conducirá a extinciones locales (Barlow *et al.* 2016; de Andrade *et al.* 2014; Miranda *et al.* 2020; Paolucci *et al.* 2016; Zapata-Ríos *et al.* 2009). La duración de los impactos de las perturbaciones antropogénicas en los bosques amazónicos varía según la naturaleza, frecuencia e intensidad de la perturbación; mientras que los bosques explotados pueden volver a las reservas de carbono de referencia en unas pocas décadas (Rutishauser *et al.* 2015), es posible que los bosques quemados nunca recuperen sus existencias originales (Silva *et al.* 2018). La recuperación de bosques degradados también depende de su

contexto paisajístico, es decir, si hay bosques cercanos que puedan actuar como fuentes de semillas y animales, acelerando así la recuperación.

Hay una gran brecha en nuestra comprensión de los impactos regionales de la degradación forestal; una brecha de conocimiento con una necesidad urgente de ser llenada. A nivel mundial, el principal impacto de la degradación forestal es un aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero debido a la pérdida de carbono (Aguiar *et al.* 2016). Se estima que las emisiones de CO₂ resultantes de la degradación forestal ya superan a las de la deforestación (Baccini *et al.* 2017; Qin *et al.* 2021).

19.4.1 Incendios de sotobosque

En la mayoría de los años, y en la mayoría de los bosques no perturbados, la alta carga de humedad en el sotobosque de los bosques primarios amazónicos mantiene los niveles de inflamabilidad



Figura 19.12 Impulsores directos de la degradación forestal en la Amazonía, así como sus impactos directos a escala local y global.



Figura 19.13 Un pequeño fragmento de bosque, rodeado de campos de soya, que ha sido talado selectivamente y luego quemado durante El Niño de 2015, en Belterra, Brasil. Foto: Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável.

cerca de cero (Nepstad *et al.* 2004, Ray *et al.* 2005, 2010). Sin embargo, cada año se queman miles de hectáreas de bosques en la cuenca (Aragão *et al.* 2018; Withey *et al.* 2018). Estos incendios de sotobosque, también llamados incendios forestales o incendios forestales se propagan lentamente, tienen llamas de 10-50 cm de altura y liberan poca energía (≤ 250 kW/m) (Brando *et al.* 2014, Cochrane 2003). Sin embargo, sus impactos pueden ser enormes ya que los bosques amazónicos no han evolucionado junto con los incendios.

Impactos Indirectos

Los incendios del sotobosque causan importantes impactos ecológicos a largo plazo. Provocan altos niveles de mortalidad de tallos, afectando negativamente las reservas de carbono (Barlow *et al.* 2003; Berenguer *et al.* 2014; Brando *et al.* 2019), y los bosques tardan muchos años en recuperarse. Un estudio realizado en la Amazonía estimó que los bosques quemados tienen reservas de carbono un 25% más bajas de lo esperado 30 años después de los incendios, con dinámicas de crecimiento y mortalidad que sugieren que la recuperación se ha estancado (Silva *et al.* 2018). Los impactos de los incendios también varían regionalmente. Las tasas de mortalidad tienden a ser más bajas en los bosques de las regiones más secas de la Amazonía,

lo que podría reflejar la variación regional en el grosor de la corteza (Staver *et al.* 2020). Los impactos son mucho mayores en bosques inundados que en *tierra firme* (Cuadro 19.4). En el sur de la cuenca, en el ecotono entre la Amazonía y el Cerrado, se han observado especies de gramíneas nativas y exóticas que invaden los bosques quemados (Silvério 2013); un patrón no registrado en ninguna otra parte de la región. En el suroeste de la cuenca, los bosques quemados han experimentado un aumento de la dominancia de las especies nativas de bambú (Silva *et al.* 2021). Tanto la invasión de pasto como la de bambú aumentan significativamente la inflamabilidad de estos bosques ya quemados (Dalagnol *et al.* 2018; Silverio *et al.* 2013).

La alta mortalidad de los árboles causada por los incendios del sotobosque conduce a cambios taxonómicos y funcionales significativos en la comunidad vegetal, que pierde especies clímax de alta densidad de madera y ve un predominio de las pioneras de madera ligera (Barlow *et al.* 2012; Berenguer *et al.* 2018). Actualmente se desconoce si los bosques quemados finalmente volverán a su composición original de comunidad de plantas. Debido a los cambios en la estructura del bosque y en la abundancia de árboles frutales, la fauna también se ve afectada por los incendios del sotobosque. Por ejemplo, los incendios extirpan muchas aves y mamíferos especialistas en bosques, al tiempo que favorecen a las especies que se encuentran en los bordes de los bosques y en los bosques secundarios (Barlow y Peres 2004, 2006). Además, los incendios del sotobosque afectan negativamente la abundancia de varios órdenes de invertebrados de la hojarasca, como Coleoptera, Collembola, Dermaptera, Diptera, Formicidae, Isoptera, Hemiptera y Orthoptera (França *et al.* 2020; Silveira *et al.* 2010). Estos cambios son duraderos incluso en bosques continuos donde no debería haber barreras para la recolonización (Mestre *et al.* 2013). Todos estos impactos directos de un bosque secundario joven, con un dosel abierto y pocos árboles grandes (Barlow y Peres 2008).

Cuadro 19.4 Impactos de los incendios forestales en los bosques de llanuras aluviales

Aunque los bosques de las llanuras aluviales amazónicas se inundan durante varios meses cada año, son notablemente inflamables en comparación con los bosques de *tierra firme*, particularmente en los ríos de aguas negras (Flores *et al.* 2014, 2017; Resende *et al.* 2014; Nogueira *et al.* 2019). Debido a las inundaciones, la hojarasca del bosque tarda más en descomponerse y acumularse, formando una estera de raíces (raíces finas y humus) en la capa superior del suelo que puede propagar incendios latentes durante sequías extremas (dos Santos y Nelson 2013, Flores *et al.* 2014). En comparación con los bosques de *tierra firme*, el sotobosque de los bosques de planicies aluviales también es un poco más abierto, lo que permite que el combustible se seque más rápido (Almeida *et al.* 2016). Como resultado, cuando los incendios forestales se propagan, pueden ser intensos y matar hasta el 90% de todos los árboles por sus sistemas de raíces (Flores *et al.* 2014; Resende *et al.* 2014). Después de un solo incendio, los bosques aún pueden recuperarse lentamente, pero siguen siendo vulnerables a los incendios recurrentes durante décadas. A lo largo del Río Negro medio, por ejemplo, la mitad de todos los bosques quemados fueron afectados por otro incendio, lo que provocó que quedaran atrapados en un estado de vegetación abierta (Flores *et al.* 2016). La evidencia reciente revela que después de un primer incendio, la capa superior del suelo de los bosques inundables comienza a perder nutrientes y sedimentos finos y a ganar arena. Al mismo tiempo, la composición de los árboles cambia, y las especies típicas de las sabanas de arena blanca se vuelven dominantes, junto con las plantas herbáceas nativas. En solo 40 años, los bosques de suelo arcilloso son reemplazados por sabanas de arena blanca debido a los repetidos incendios forestales (Flores *et al.* 2021). Los bosques de llanuras aluviales son, por lo tanto, ecosistemas frágiles e inflamables, y debido a que están muy extendidos por toda la Amazonía, pueden potencialmente propagar incendios en regiones remotas (Flores *et al.* 2017) que podría acelerar los puntos de inflexión a gran escala (ver el Capítulo 24). Los planes para manejar los incendios en la Amazonía deben tener en cuenta la existencia de estos ecosistemas de llanuras aluviales inflamables, para evitar que los incendios se propaguen cuando ocurra la próxima gran sequía.

Futuro de los incendios y sus impactos

Las interacciones entre el cambio climático y el uso de la tierra en la Amazonía pueden crear las condiciones necesarias para incendios más extensos e intensos (Malhi *et al.* 2008, de Faria *et al.* 2017, Brando *et al.* 2019). A medida que cambia el clima, esperamos observar una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos y condiciones climáticas más cálidas (Le Page *et al.* 2017, de Faria *et al.* 2017, Fonseca *et al.* 2019). Al mismo tiempo, la deforestación continúa promoviendo la fragmentación de los bosques y los efectos de borde asociados son mucho mayores en los bosques que se han quemado varias veces, en los que la estructura se parece más a eso (Alencar *et al.* 2006, Armenteras *et al.* 2017). En algunas regiones de la Amazonía, ya podemos observar cómo las interacciones entre ta-

les factores han contribuido a incendios de sotobosque mayores y más frecuentes que han quemado cerca de 85.000 km² de bosques primarios en el sur de la Amazonía durante la década de 2000 (Morton *et al.* 2013, Aragão *et al.* 2018). A medida que los cambios en el clima y el uso de la tierra continúen en un futuro cercano, pueden desencadenar incendios que quemem áreas aún más grandes (Le Page *et al.* 2017, Brando *et al.* 2020). En consecuencia, los incendios podrían convertirse en la principal fuente de emisiones de carbono en la Amazonía, superando a las asociadas a la deforestación (Aragão *et al.* 2018, Brando *et al.* 2020).

Un motivo importante de preocupación es que las transformaciones actuales en los bosques causadas por el cambio climático y del uso de la tierra no solo quemarán grandes áreas, sino que también matarán

más árboles de los que matan actualmente. En el sureste de la Amazonía, para un aumento de 100 kW/m en la intensidad de la línea de fuego, la mortalidad de los árboles aumentó en un 10% (Brando *et al.* 2014). Con más bordes y condiciones climáticas más secas, esperamos que la intensidad de la línea de fuego aumente considerablemente, lo que podría causar la muerte de muchos más árboles y, posteriormente, generar aún más emisiones de CO₂. Además, algunas proyecciones apuntan a una posible expansión de la geografía del fuego a áreas históricamente más húmedas, un efecto probable de la combinación del cambio climático y del uso de la tierra.

19.4.2 Efectos de borde

Entre 2001 y 2015, se crearon alrededor de 180.000 km² de bordes de bosque en la Amazonía (Silva Junior *et al.* 2020). La proliferación resultante en el hábitat de borde, a menudo sin un "núcleo" de hábitat, es omnipresente en los paisajes de frontera agrícola en la Amazonía Brasileña (Broadbent *et al.* 2008; Fearnside 2005; Numata *et al.* 2017; C. H. L. Silva *et al.* 2018), boliviana (Paneque-Gálvez *et al.* 2013), colombiana, ecuatoriana y peruana (Armenteras y Barreto *et al.* 2017).

Impactos directos

A escala local, los aumentos en la intensidad de la luz, la temperatura del aire, el déficit de presión de vapor y la exposición al viento, acompañados de disminuciones en la humedad del aire y del suelo, dan como resultado la desecación alrededor de los bordes (Broadbent *et al.* 2008; Kapos 1989; Laurance *et al.* 2018), que puede extenderse cientos de metros hacia los bosques adyacentes (Briant *et al.* 2010). Este cambio en el microclima contribuye a una elevada mortalidad de los árboles, lo que a su vez conduce al colapso de la biomasa, especialmente dentro de los primeros 100 m del borde del bosque (Laurance *et al.* 1997; Numata *et al.* 2011). En toda la Amazonía, se perdieron 947 Tg C entre 2001 y 2015 debido a efectos de borde, lo que representa un tercio de las pérdidas por deforestación en el mismo período (Silva Junior *et al.*

2020). Las pérdidas de carbono no se compensan con el crecimiento o el reclutamiento de árboles; Los bordes de los bosques sufren un cambio drástico en la composición de especies, siendo dominados por lianas y árboles de menor tamaño y con menor densidad de madera, que almacenan menos carbono (Laurance *et al.* 2006; Michalski *et al.* 2007). En última instancia, la proliferación de árboles pioneros hace que los bosques cercanos a los bordes presenten densidades de árboles más altas que los más alejados (Laurance *et al.* 2011).

No es solo la flora la que se ve directamente afectada por los efectos de borde; Tanto la fauna de vertebrados como la de invertebrados también experimentan cambios considerables en su composición y funcionalidad, con algunas especies prosperando mientras que otras decaen (Bitencourt *et al.* 2020; Santos-Filho *et al.* 2012). En general, las especies generalistas se ven favorecidas por los hábitats de borde, mientras que las especies especialistas quedan restringidas al núcleo del bosque. Esto puede llevar a la extinción local de especies especializadas incapaces de adaptarse a nuevas condiciones alteradas, favoreciendo especies especializadas en bordes y claros o incluso facilitando la colonización y la expansión del área de distribución de especies no forestales (Palmeirim *et al.* 2020; Mahood, Lees y Peres 2012; Rutt *et al.* 2019). Por ejemplo, los ungulados evitan los bordes de los bosques, mientras que los roedores tienen abundancias similares en los bordes o núcleos de los bosques (Norris *et al.* 2008). Entre los invertebrados, un ejemplo llamativo es el de las hormigas cortadoras de hojas; Dentro de los primeros 50 m del borde de un bosque, la densidad de colonias aumenta casi 20 veces en comparación con el interior del bosque (Dohm *et al.* 2011).

Impactos indirectos

Los bordes de los bosques son más susceptibles a otros tipos de perturbaciones (Brando *et al.* 2019), especialmente incendios de sotobosque (Armenteras, González, *et al.* 2013; Devisscher *et al.* 2016; C. H. L. Silva *et al.* 2018). Esto está mediado por cambios en la estructura y composición de la

vegetación, además de las alteraciones microclimáticas que ocurren cuando se crea un borde (Cochrane 2003), las cuales son exacerbadas por el cambio climático (Cochrane y Laurance 2008; Cochrane y Barber 2009). Las regiones de bosques fragmentados en la cuenca experimentan una mayor frecuencia de incendios forestales, incluyendo Bolivia (Maillard *et al.* 2020), Brasil (Silva *et al.* 2018; S. S. da Silva *et al.* 2018; Silvério *et al.* 2018), y Colombia (Armenteras, Barreto, *et al.* 2017; Armenteras, González, *et al.* 2013).

19.4.3 Tala

La producción de madera a través de la tala selectiva es una de las actividades más importantes en las áreas de bosques tropicales (Edwards *et al.* 2014). Los países Panamazónicos representan el 13% de la producción de madera aserrada tropical, donde solo Brasil es responsable de más de la mitad (52%) de la producción seguida por Ecuador (11%), Perú (10%) y Bolivia (10%). Venezuela, Colombia, Surinam y Guyana representan el 17% restante (OIMT 2020) (Figura 19.14). El alcance de las actividades madereras en los países amazónicos también es grande. En la Amazonía brasileña, la tala selectiva afecta un área tan grande como la deforestada anualmente (Asner *et al.* 2005, 2009; Matricardi *et al.* 2020), concentrada principalmente a lo largo de la frontera de deforestación y los principales centros madereros circundantes (SFB e IMAZON 2010). La tala selectiva es el segundo impulsor más común de la degradación forestal en la Amazonía brasileña, solo detrás de los efectos de borde (Matricardi *et al.* 2020).

Impactos directos

La ilegalidad de la tala en los países de la cuenca amazónica se asocia comúnmente con las prácticas de tala convencional, que difieren de la tala de impacto reducido (TIR). La tala convencional extrae una mayor cantidad de madera por hectárea (por ejemplo, volumen y número de especies) y no sigue un plan de extracción de infraestructura coherente que permitiría un menor impacto para la cosecha futura (es decir, menos caminos y plataformas de

tala) (Lima *et al.* 2020; Sist y Ferreira 2007). Las prácticas de tala convencionales aumentan la compactación del suelo debido a las pistas de arrastre no planificadas (DeArmond *et al.* 2019), y tienen un mayor impacto en la reducción de las reservas de carbono (Sasaki *et al.* 2016), aumentando la necro masa y la caída de árboles (Palace *et al.* 2007; Schulze y Zweede 2006), y aumentando las emisiones de CO₂ (hasta un 30%) en comparación con los bosques no explotados (Blanc *et al.* 2009; Pearson *et al.* 2014). Además, las prácticas convencionales de tala tienen mayores impactos sobre la biodiversidad en comparación con la TIR, incluyendo la reducción de la abundancia, riqueza y diversidad filogenética y funcional de las especies, principalmente durante los primeros años después de la tala (Azevedo-Ramos *et al.* 2006; Jacob *et al.* 2021; Mestre *et al.* 2020; Montejo-Kovacevich *et al.* 2018). Los cambios en la riqueza y abundancia de especies pueden explicarse en parte por los aumentos posteriores a la tala en el estrés fisiológico de los individuos (França *et al.* 2016). En última instancia, estos conducen a impactos posteriores en los procesos del ecosistema; por ejemplo, en la Amazonía brasileña, la tala selectiva condujo a la disminución de la riqueza de escarabajos coprófagos y cambió significativamente la composición de su comunidad, lo que a su vez disminuyó las tasas de bioturbación del suelo, una función realizada por estos animales (França *et al.* 2017). Las distintas prácticas de tala también afectan la dinámica y los servicios de los ecosistemas en los bosques talados en la Amazonía. La tala afecta los flujos de energía y agua debido a los cambios en el albedo y la rugosidad de la superficie causados por los altos niveles de apertura del dosel, principalmente a corto plazo (1 a 3 años) (Huang *et al.* 2020). Estas prácticas también promueven temperaturas más cálidas dentro del bosque (Mollinari *et al.* 2019), y dependiendo de la intensidad de extracción, se compromete la recuperación de biomasa para posteriores ciclos de corta.

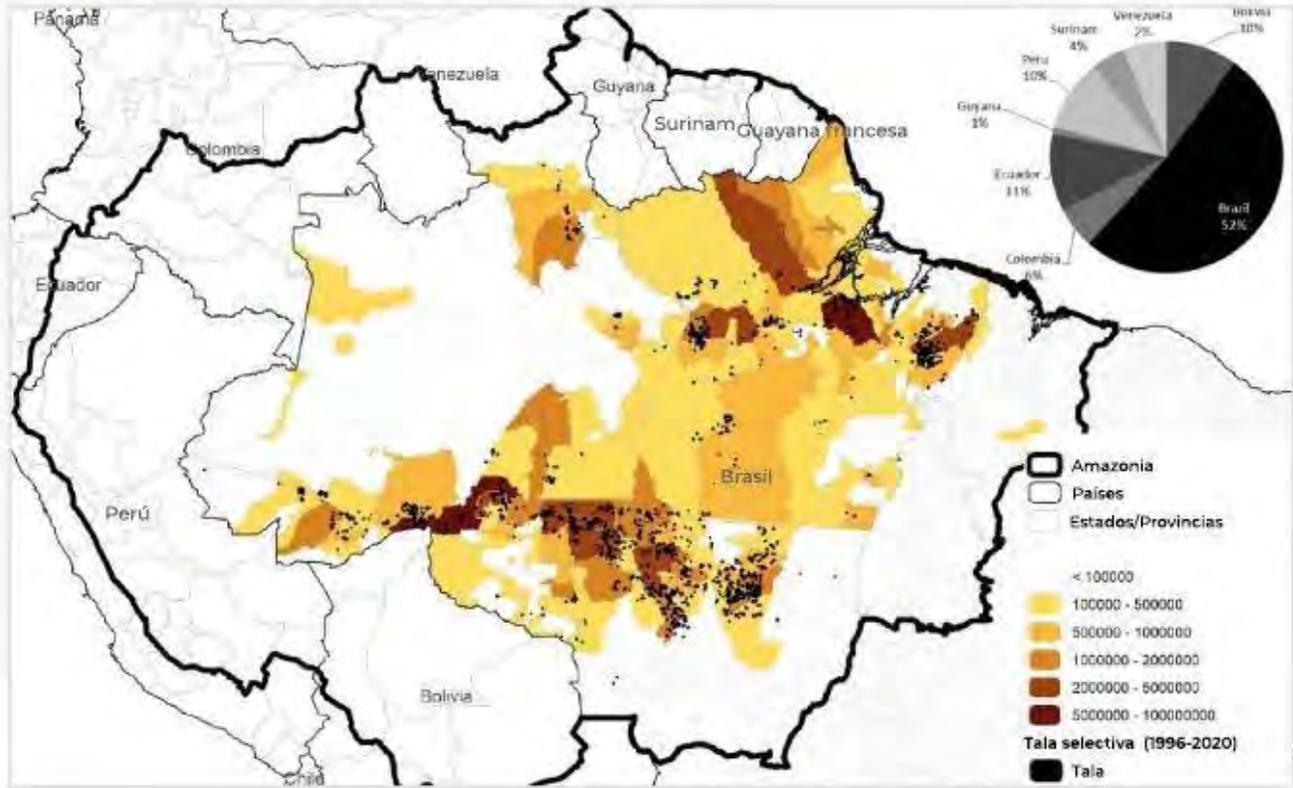


Figura 19.14 Tala selectiva en la Amazonía. Gráfico circular: distribución de la producción de madera en los países amazónicos (OIMT 2021). Mapa - producción de madera legal por municipio brasileño de 2010 a 2019 (IBGE 2020).

Impactos indirectos

La red de carreteras creada por la tala selectiva brinda acceso a nuevos cotos de caza (Robinson *et al.* 1999), lo que puede conducir a la disminución de las poblaciones animales. La tala también facilita la ocurrencia de incendios de sotobosque; El intenso daño del dosel causado por las actividades de tala conduce a cambios en el microclima en los primeros dos años posteriores a las operaciones de tala (Mollinari *et al.* 2019). Por lo tanto, es más probable que los bosques más cálidos y secos sufran incendios de sotobosque (Uhl y Vieira, 1989).

19.4.4 Caza

Actualmente, hay una disminución continua de la población de muchas especies de mamíferos, reptiles y aves asociadas con la sobreexplotación,

que está sesgada hacia las especies de cuerpo grande. Los resultados de esta defaunación pueden tener profundas consecuencias para la composición de especies, la biomasa de la población, los procesos del ecosistema y el bienestar humano en los paisajes amazónicos sobreexplotados.

La explotación comercial de pieles de animales en el siglo XX fue intensa; Entre 1904 y 1969, se estima que 23,3 millones de mamíferos y reptiles salvajes de al menos 20 especies fueron cazados comercialmente por sus pieles (Antunes *et al.* 2016). Esta explotación comercial ahora se ha reducido mucho, aunque anualmente se exportan aproximadamente 41.000 pieles de pecarí (principalmente pecarí de collar, *Pecari tajacu*) para la industria de la moda (Sinovas *et al.* 2017). La explotación ahora es predominantemente para la alimentación, y Peres *et al.* (2016) estima que la caza

afecta el 32% de los bosques remanentes en la Amazonía brasileña (~1M km²), con un fuerte agotamiento de grandes poblaciones de vertebrados en las cercanías de asentamientos, caminos y ríos (Peres y Lake 2003).

Impactos directos

Los impactos varían entre especies dependiendo de sus características de historia de vida; Los taxones que suelen ser longevos, con bajas tasas de natalidad y generaciones largas son más vulnerables a la extinción local (Bodmer *et al.* 1997). Por ejemplo, en el sureste de Perú, la cacería resultó en la extirpación local de especies de primates grandes y redujo las poblaciones de primates medianos en un 80% (Núñez-Iturri y Howe 2007). La vulnerabilidad a la caza también puede verse exacerbada por peculiaridades biogeográficas, ya que la caza representa una gran amenaza para las especies micro endémicas como el trompetista de alas negras (*Psophia obscura*) o las especies terrestres restringidas a hábitats específicos que son más accesibles como el paujil barbudo (*Crax globulosa*), que se encuentra solo a lo largo de bosques ribereños más accesibles. La pérdida de hábitat, la fragmentación y las perturbaciones provocadas por el hombre, como la tala y los incendios forestales, interactúan de manera sinérgica con la caza al reducir y aislar a las poblaciones que no utilizan la matriz del hábitat no forestal, lo que inhibe los "efectos de rescate" de los bosques vecinos y, por lo tanto, la dinámica fuente-sumidero. (Peres 2001). Además, hay evidencia de impactos subletales de la caza en vertebrados amazónicos, encontrándose plomo en los hígados de especies de caza amazónicas (Cartró-Sabaté *et al.* 2019).

Aunque la caza representa el principal impulsor de la defaunación directa, existen otros impulsores de pérdida, incluyendo los conflictos entre humanos y vida silvestre que surgen de la depredación del ganado por parte del jaguar (*Panthera onca*) (Michalski *et al.* 2006) y las águilas arpías (*Harpia harpyja*) (Trinca *et al.* 2008). El comercio de vida silvestre también afecta a un conjunto diverso de taxones; por ejemplo, las exportaciones de loros

vivos promedian 12.000 aves al año, en su mayoría individuos capturados en la naturaleza de Guyana, Perú y Surinam (Sinovas *et al.* 2017) y se estimó que ~4000 monos nocturnos (*Aotus sp.*) fueron vendidos a un laboratorio biomédico en el lado colombiano de la región de la triple frontera del noroeste de la Amazonía (Maldonado *et al.* 2009). El agotamiento directo para el comercio de mascotas tiene una larga historia y probablemente provocó la extinción regional de especies como el periquito dorado (*Guaruba guarouba*) desde mediados del siglo XIX (Moura *et al.* 2014). Aunque el comercio se ha reducido mediante estrategias efectivas de comando y control, sigue siendo la principal amenaza para las especies en peligro crítico de la región, como el pinzón de semillas de pico grande (*Sporophila maximiliani*) (Ubaid *et al.* 2018).

Impactos indirectos

La caza excesiva puede tener impactos generalizados en los bosques amazónicos al interrumpir o eliminar por completo el control 'descendientes' en los ecosistemas que están mediados por depredadores y herbívoros de cuerpo grande, lo que lleva a una alteración generalizada y potencialmente irreversible del ecosistema y a la pérdida de resiliencia y función (Ripple *et al.* 2016). La caza excesiva interrumpe las interacciones ecológicas entre las plantas y sus dispersores de semillas, ya que algunos mamíferos grandes realizan servicios de dispersión de semillas no redundantes (Ripple *et al.* 2016). Como consecuencia, hay un cambio en los patrones de reclutamiento de árboles jóvenes en áreas de caza intensa (Bagchi *et al.* 2018), con un aumento de especies dispersadas por el viento y de semillas pequeñas (Terborgh *et al.* 2008). Esto, a su vez, podría conducir a una disminución de las futuras reservas de carbono de los bosques, ya que las especies favorecidas en los bosques cazados tienden a tener una menor capacidad de almacenamiento de carbono (Peres *et al.* 2016).

19.7 Conclusiones

Al 2018, aproximadamente el 14% del bioma amazónico había sido deforestado, principalmente por la sustitución de bosques por pastizales. La pérdida de bosques afecta la temperatura y las precipitaciones locales, con aumentos en las temperaturas de la superficie terrestre y reducciones en las precipitaciones de hasta un 1,8% en toda la Amazonía. Las extinciones locales también son un resultado directo de la deforestación. El hecho de que no haya un registro oficial de la extinción de una especie regional o global en la Amazonía no debería traer consuelo, ya que queda una gran cantidad de especies por describir por la ciencia; es posible, e incluso probable, que las especies estén desapareciendo antes de ser conocidas. Los incendios forestales, la tala selectiva, los efectos de borde y la caza ejercen una presión adicional sobre la biodiversidad, lo que contribuye a cambios severos en la composición de los bosques restantes. Las interacciones entre los múltiples impulsores de la deforestación y la degradación forestal amplifican sus efectos individuales. Es necesario detener de inmediato las causas de la deforestación y la degradación de los bosques para evitar más emisiones de gases de efecto invernadero y pérdida de biodiversidad.

19.8 Recomendaciones

- Los gobiernos, el sector privado y la sociedad civil deben tomar medidas urgentes para evitar una mayor deforestación en la Amazonía, en particular de los bosques primarios. Evitar la pérdida de bosques primarios es, con mucho, la máxima prioridad para evitar las emisiones de carbono, la pérdida de biodiversidad y los cambios hidrológicos regionales.
- Los gobiernos deben cerrar los mercados de productos ilegales (por ejemplo, madera, oro y carne de monte).
- Implementar un sistema de monitoreo integrado para la deforestación y la degradación forestal en toda la cuenca con conjuntos de datos comparables, transparentes y accesibles. Los conjuntos de datos se pueden generar a través de asociaciones entre los gobiernos y la comunidad científica. Ya no es aceptable que la

deforestación sea el único enfoque del monitoreo forestal.

- Desarrollar evaluaciones de impacto ambiental en toda la cuenca para la infraestructura, como carreteras, vías fluviales y represas, ya que sus impactos no son solo locales. La planificación debe tener en cuenta los impactos indirectos de la infraestructura en los ecosistemas circundantes, ya que estos pueden superar los impactos directos.
- Las licencias, concesiones y permisos para la conversión forestal y el desarrollo de infraestructura deben ser accesibles en toda la cuenca del Amazonas para respaldar la integración con sistemas de monitoreo terrestres y satelitales, lo que permite la trazabilidad de la cadena de suministro y la evaluación de riesgos de las inversiones.
- La urbanización necesita planificación para reemplazar el actual modo de invasión orgánica.
- Desarrollar un sistema de monitoreo del riesgo de incendios y un sistema de alerta temprana para prevenir y combatir los incendios forestales, especialmente en años de sequía extrema cuando es más probable que los incendios escapen de usos de la tierra no forestales. Estos deben ir acompañados de programas que estimulen técnicas alternativas de gestión de la tierra que no utilicen el fuego.
- Restringir las concesiones madereras a empresas que empleen técnicas madereras de impacto reducido, a fin de disminuir la inflamabilidad de los bosques y promover una economía sostenible basada en los bosques. Es crucial que las concesiones madereras reserven parte de su territorio para que actúe como fuente de recolonización de las áreas explotadas.

19.9 Referencias

- Aguiar APD, Vieira ICG, Assis TO, *et al.* 2016. Escenarios de emisiones por cambios en el uso del suelo: anticipando un proceso de transición forestal en la Amazonía brasileña. *Glob Chang Biol* **22**: 1821-40.
- Alencar A, Nepstad D y Díaz MCV. 2006. Incendios de sotobosque en la Amazonía brasileña en años ENSO y no ENSS: área

- quemada y emisiones de carbono comprometidas. *Earth Interact* **10**: 1-17.
- Alencar A, Nepstad D y Díaz MCV. 2006. Incendios de sotobosque en la Amazonía brasileña en años ENSO y no ENSO: área quemada y emisiones de carbono comprometidas. *Earth Interact* **10**: 1-17.
- Alencar AA, Brando PM, Asner GP y Putz FE. 2015. Fragmentación del paisaje, sequía severa y el nuevo régimen de incendios forestales amazónicos. *Ecol Appl* **25**: 1493-505.
- Alencar AAC, Solórzano LA, y epstad DC. 2004. Incendios en el sotobosque del bosque modelado en un paisaje amazónico oriental. *Ecol Appl* **14**: 139-49.
- Antunes AP, Fewster RM, Venticinqué EM, et al. 2016. ¿Bosque vacío o ríos vacíos? Un siglo de caza comercial en la Amazonía. *Sci Adv* **2**: e1600936.
- Antunes AP, Fewster RM, Venticinqué EM, et al. 2016. ¿Bosque vacío o ríos vacíos? Un siglo de caza comercial en la Amazonía. *Sci Adv* **2**: e1600936.
- Aragão LEOC, Anderson LO, Fonseca MG, et al. 2018. Los incendios relacionados con la sequía del siglo XXI contrarrestan la disminución de las emisiones de carbono de la deforestación amazónica. *Nat Commun* **9**: 536.
- Arima EY, Richards P, Walker R y Caldas MM. 2011. Confirmación estadística del cambio indirecto del uso del suelo en la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* **6**: 24010.
- Arima EY, Richards P, Walker R y Caldas MM. 2011. Confirmación estadística del cambio indirecto del uso del suelo en la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* **6**: 24010.
- Armenteras D y Retana J. 2012. Dinámica, Patrones y Causas de los Incendios en el Noroeste de la Amazonía (B Bond-Lamberty, Ed). *PLoS One* **7**: e35288.
- Armenteras D, Barreto JS, Tabor K, et al. 2017. Cambios en los patrones de ocurrencia de incendios en la proximidad de los bordes de los bosques, caminos y ríos entre los países del noroeste amazónico. *Biogeosciences* **14**: 2755-65.
- Armenteras D, Cabrera E, Rodríguez N, y Retana J. 2013. Determinantes nacionales y regionales de la deforestación tropical en Colombia. *Reg Environ Chang* **13**: 1181-93.
- Armenteras D, Espelta JM, Rodríguez N, y Retana J. 2017. Dinámica y factores impulsores de la deforestación en diferentes tipos de bosques en América Latina: Tres décadas de estudios (1980-2010). *Glob Environ Chang* **46**: 139-47.
- Armenteras D, González TM, y Retana J. 2013. La fragmentación forestal y la influencia de los bordes en la ocurrencia e intensidad de incendios bajo diferentes tipos de manejo en los bosques amazónicos. *Biol Conserv* **159**: 73-9.
- Armenteras D, González TM, Retana J, y Espelta JM. 2016. Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales.
- Armenteras D, Rodríguez N y Retana J. 2013. Dinámicas del Paisaje en la Amazonía Noroccidental: Una evaluación de pastos, incendios y cultivos ilícitos como impulsores de la deforestación tropical (DQ Fuller, Ed). *PLoS One* **8**: e54310.
- Armenteras D, Rudas G, Rodríguez N, et al. 2006. Patrones y causas de la deforestación en la Amazonía colombiana. *Ecol Indic* **6**: 353-68.
- Asner GP y Tupayachi R. 2016. Pérdidas aceleradas de bosques protegidos por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* **12**: 094004.
- Asner GP y Tupayachi R. 2016. Pérdidas aceleradas de bosques protegidos por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* **12**: 094004.
- Asner GP, Broadbent EN, Oliveira PJC, et al. 2006. Condición y destino de los bosques explotados en la Amazonía brasileña. *Proc Natl Acad Sci* **103**: 12947-50.
- Asner GP, Broadbent EN, Oliveira PJC, et al. 2006. Condición y destino de los bosques explotados en la Amazonía brasileña. *Proc Natl Acad Sci* **103**: 12947-50.
- Asner GP, Knapp DE, Broadbent EN, et al. 2005. Tala Selectiva en la Amazonía Brasileña: *Science* **310**: 480-2.
- Asner GP, Llactayo W, Tupayachi R, y Luna ER. 2013. Tasas elevadas de extracción de oro en la Amazonía reveladas a través de monitoreo de alta resolución. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 18454-9.
- Asner GP, Powell GVN, Mascaro J, et al. 2010. Reservas y emisiones de carbono forestal de alta resolución en la Amazonía. *Proc Natl Acad Sci* **107**: 16738-42.
- Asner GP. 2009. Mapeo automatizado de la deforestación tropical y la degradación forestal: CLASlite. *J Appl Remote Sens* **3**: 033543.
- Asner RSDJAFGP. 2004. Equilibrar las necesidades humanas y la función del ecosistema RS DeFries et al. *Front Ecol Environ* **2**: 249-57.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, et al. 2017. Mortalidad de árboles de una especie adaptada a las inundaciones en respuesta a los cambios hidrográficos causados por una represa en el río Amazonas. *For Ecol Manage* **396**: 113-23.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, et al. 2017. Mortalidad de árboles de una especie adaptada a las inundaciones en respuesta a los cambios hidrográficos causados por una represa en el río Amazonas. *For Ecol Manage* **396**: 113-23.
- Athayde S, Mathews M, Bohlman S, et al. 2019. Mapeo de la investigación sobre energía hidroeléctrica y sostenibilidad en la Amazonía brasileña: avances, lagunas en el conocimiento y direcciones futuras. *Curr Opin Environ Sustain* **37**: 50-69.
- Azevedo-Ramos C, Carvalho O y Amaral BD do. 2006. Efectos a corto plazo de la tala de impacto reducido en la fauna amazónica oriental. *For Ecol Manage* **232**: 26-35.
- Baccini A, Walker W, Carvalho L, et al. 2017. Los bosques tropicales son una fuente neta de carbono basada en mediciones sobre el suelo de ganancias y pérdidas. *Science* **358**: 230-4.
- Bagchi R, Swamy V, Latorre Farfan J, et al. 2018. La defaunación aumenta el agrupamiento espacial de las comunidades arbóreas de las tierras bajas de la Amazonía occidental (G Durigan, Ed). *J Ecol* **106**: 1470-82.
- Bagley JE, Desai AR, Harding KJ, et al. 2014. Sequía y Deforestación: ¿Ha influido el cambio de la cobertura terrestre en las recientes precipitaciones extremas en la Amazonía? *J Clim* **27**: 345-61.
- Balch JK, Nepstad DC, Brando PM, et al. 2008. Retroalimentación negativa del fuego en un bosque de transición del sureste de la Amazonía. *Glob Chang Biol* **14**: 2276-87.

- Balch JK, Nepstad DC, Curran LM, *et al.* 2011. El tamaño, la especie y el comportamiento del fuego predicen la mortalidad de árboles y lianas por quemas experimentales en la Amazonía brasileña. *For Ecol Manage* **261**: 68-77.
- Barlow J y Peres CA. 2004. Respuestas de la avifauna a incendios forestales únicos y recurrentes en los bosques amazónicos. *Ecol Appl* **14**: 1358-73.
- Barlow J y Peres CA. 2004. Respuestas ecológicas a los incendios superficiales inducidos por El Niño en la Amazonía central de Brasil: implicaciones de gestión para los bosques tropicales inflamables (Y Malhi y OL Phillips, Eds). *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 367-80.
- Barlow J y Peres CA. 2006. Efectos de incendios forestales únicos y recurrentes sobre la producción de frutas y la abundancia de vertebrados grandes en un bosque amazónico central. *Biodivers Conserv* **15**: 985-1012.
- Barlow J y Peres CA. 2008. Muerte regresiva mediada por incendios y cascada compositiva en un bosque amazónico. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1787-94.
- Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, y França F. 2020. Esclareciendo la crisis candente de la Amazonía. *Glob Chang Biol* **26**: 319-21.
- Barlow J, França F, Gardner TA, *et al.* 2018. El futuro de los ecosistemas tropicales hiperdiversos. *Nature* **559**: 517-26.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, *et al.* 2007. Cuantificación del valor de la biodiversidad de los bosques tropicales primarios, secundarios y de plantación. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 18555-60.
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, *et al.* 2016. La perturbación antropogénica en los bosques tropicales puede duplicar la pérdida de biodiversidad por la deforestación. *Nature* **535**: 144-7.
- Barlow J, Overal WL, Araujo IS, *et al.* 2007. El valor de los bosques primarios, secundarios y de plantaciones para las mariposas frugívoras en la Amazonía brasileña. *J Appl Ecol* **44**: 1001-12.
- Barlow J, Peres CA, Lagan BO, y Haugaasen T. 2002. Mortalidad de grandes árboles y disminución de la biomasa forestal después de los incendios forestales amazónicos. *Ecol Lett* **6**: 6-8.
- Barlow J, Silveira JM, Mestre LAM, *et al.* 2012. Incendios forestales en bosques amazónicos dominados por el bambú: Impactos sobre la biomasa y la biodiversidad sobre el suelo (B Bond-Lamberty, Ed). *PLoS One* **7**: e33373.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G y Coomes OT. 2010. El papel de los pastos y la soja en la deforestación de la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* **5**: 024002.
- Barreto JR, Berenguer E, Ferreira J, *et al.* 2021. Evaluación de la herbivoría de invertebrados en el dosel de bosques tropicales modificados por humanos. *Ecol Evol* **11**: 4012-22.
- Bax V, Francesconi W y Quintero M. 2016. Modelación espacial de los procesos de deforestación en la Amazonía central peruana. *J Nat Conserv* **29**: 79-88.
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, *et al.* 2014. Una evaluación de campo a gran escala de las reservas de carbono en los bosques tropicales modificados por el hombre. *Glob Chang Biol* **20**: 3713-26.
- Berenguer E, Gardner TA, Ferreira J, *et al.* 2018. Ver el bosque a través de los árboles jóvenes: Uso de la densidad de la madera para evaluar la recuperación de los bosques amazónicos modificados por el hombre (GB Nardoto, Ed). *J Ecol* **106**: 2190-203.
- Bilsborrow RE, Barbieri AF y Pan W. 2004. Cambios en la población y el uso del suelo a lo largo del tiempo en la Amazonía ecuatoriana. *Acta Amaz* **34**: 635-47.
- Bird JP, Buchanan GM, Lees AC, *et al.* 2012. Integración de proyecciones de hábitat espacialmente explícitas en las evaluaciones de riesgo de extinción: una reevaluación de la avifauna amazónica que incorpora la deforestación proyectada. *Divers Distrib* **18**: 273-81.
- Bitencourt BS, Dimas TM, Silva PG Da y Morato EF. 2020. La complejidad del bosque impulsa los ensamblajes de escarabajos peloteros a lo largo de un borde-gradiente interior en la selva amazónica del suroeste. *Ecol Entomol* **45**: 259-68.
- Bizri HR El, Morcatty TQ, Valsecchi J, *et al.* 2020. Consumo y comercio urbano de carne de monte en la Amazonía central. *Conserv Biol* **34**: 438-48.
- Blanc L, Echard M, Herault B, *et al.* 2009. Dinámica de las existencias de carbono sobre el suelo en un bosque tropical talado selectivamente. *Ecol Appl* **19**: 1397-404.
- Bodmer RE y Lozano EP. 2001. Desarrollo Rural y Aprovechamiento Sostenible de la Vida Silvestre en el Perú. *Conserv Biol* **15**: 1163-70.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, y Redford KH. 1997. La caza y la probabilidad de extinción de los mamíferos amazónicos: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamíferos Amazónicos. *Conserv Biol* **11**: 460-6.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, y Redford KH. 1997. La caza y la probabilidad de extinción de los mamíferos amazónicos: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamíferos Amazónicos. *Conserv Biol* **11**: 460-6.
- Bogaerts M, Cirhigiri L, Robinson I, *et al.* 2017. Mitigación del cambio climático a través del manejo intensivo de pastos: Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero en las explotaciones ganaderas de la Amazonía brasileña. *J Clean Prod* **162**: 1539-50.
- Brandão F, Piketty M-G, Pocard-Chapuis R, *et al.* 2020. Lecciones para enfoques jurisdiccionales a partir de iniciativas a nivel municipal para detener la deforestación en la Amazonía brasileña. *Front For Glob Chang* **3**.
- Brando P, Macedo M, Silvério D, *et al.* 2020. Incendios en la Amazonía: Escenas de un desastre previsible. *Flora* **268**: 151609.
- Brando PM, Balch JK, Nepstad DC, *et al.* 2014. Aumentos abruptos en la mortalidad de los árboles amazónicos debido a las interacciones sequía-incendio. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 6347-52.
- Brando PM, Silvério D, Maracahipes-Santos L, *et al.* 2019. Degradación prolongada de los bosques tropicales debido a perturbaciones compuestas: Implicaciones para los flujos de CO₂ y H₂O. *Glob Chang Biol* **25**: 2855-68.
- Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, *et al.* 2020. La creciente tormenta de fuego en el sur de la Amazonía. *Sci Adv* **6**: eaay1632.
- Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, *et al.* 2020. La creciente tormenta de fuego en el sur de la Amazonía. *Sci Adv* **6**: eaay1632.
- Bregman TP, Lees AC, MacGregor HEA, *et al.* 2016. Uso de rasgos funcionales de aves para evaluar el impacto del cambio de la

- cobertura terrestre en los procesos del ecosistema vinculados a la resiliencia en los bosques tropicales. *Proc R Soc B Biol Sci* **283**: 20161289.
- Briant G, Gond V y Laurance SGW. 2010. Fragmentación del hábitat y desecación de las copas de los bosques: Un estudio de caso de la Amazonía oriental. *Biol Conserv* **143**: 2763-9.
- Broadbent EN, Asner GP, Keller M, *et al.* 2008. Fragmentación forestal y efectos de borde por deforestación y tala selectiva en la Amazonía brasileña. *Biol Conserv* **141**: 1745-57.
- Bullock EL, Woodcock CE y Olofsson P. 2020. Monitoreo de la degradación de los bosques tropicales mediante análisis de series de tiempo de Landsat y desmezcla espectral. *Remote Sens Environ* **238**: 110968.
- Bullock EL, Woodcock CE, Souza C, y Olofsson P. 2020. Las estimaciones basadas en satélites revelan una degradación forestal generalizada en la Amazonía. *Glob Chang Biol* **26**: 2956-69.
- Bustamante MMC, Nobre CA, Smeraldi R, *et al.* 2012. Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero de la ganadería en Brasil. *Clim Change* **115**: 559-77.
- Bustamante MMC, Roitman I, Aide TM, *et al.* 2016. Hacia un marco de monitoreo integrado para evaluar los efectos de la degradación y recuperación de los bosques tropicales en las reservas de carbono y la biodiversidad. *Glob Chang Biol* **22**: 92-109.
- Caballero Espejo J, Messinger M, Román-Dañobeytia F, *et al.* 2018. Deforestación y degradación forestal por minería aurífera en la Amazonía peruana: Una perspectiva de 34 años. *Remote Sens* **10**: 1903.
- Camargo G, Sampayo AM, Peña Galindo A, *et al.* 2020. Explorando la dinámica de la migración, el conflicto armado, la urbanización y el cambio antropogénico en Colombia (B Xue, Ed). *PLoS One* **15**: e0242266.
- Cammelli F, Coudel E y Freitas Navegantes Alves L de. 2019. Percepciones de los pequeños agricultores sobre los incendios en la Amazonía brasileña: Explorando las Implicaciones para los Acuerdos de Gobernanza. *Hum Ecol* **47**: 601-12.
- Cartró-Sabaté M, Mayor P, Orta-Martínez M, and Rosell-Melé A. 2019. Plomo antropogénico en la fauna amazónica. *Nat Sustain* **2**: 702-9.
- Cartró-Sabaté M, Mayor P, Orta-Martínez M, and Rosell-Melé A. 2019. Plomo antropogénico en la fauna amazónica. *Nat Sustain* **2**: 702-9.
- Castiblanco C, Etter A y Aide TM. 2013. Plantaciones de palma aceitera en Colombia: un modelo de futura expansión. *Environ Sci Policy* **27**: 172-83.
- Castro-Díaz L, López MC y Moran E. 2018. Impactos diferenciados por género de la represa hidroeléctrica de Belo Monte en los pescadores río abajo en la Amazonía brasileña. *Hum Ecol* **46**: 411-22.
- Chaves WA, Valle D, Tavares AS, *et al.* 2021. Impactos de la migración rural a urbana, la urbanización y el cambio generacional en el consumo de animales silvestres en la Amazonía. *Conserv Biol* **35**: 1186-97.
- Chávez Michaelsen A, Huamani Briceño L, Fernandez Menis R, *et al.* 2013. Tendencias regionales de la deforestación dentro de las realidades locales: Cambio de cobertura del suelo en el sureste de Perú 1996-2011. *Land* **2**: 131-57.
- Clerici N, Armenteras D, Kareiva P, *et al.* 2020. La deforestación en las áreas protegidas de Colombia aumentó durante los períodos de posconflicto. *Sci Rep* **10**: 4971.
- Cochrane MA y Barber CP. 2009. Cambio climático, uso humano de la tierra y futuros incendios en la Amazonía. *Glob Chang Biol* **15**: 601-12.
- Cochrane MA y Laurance WF. 2008. Sinergismos entre fuego, uso de la tierra y cambio climático en la Amazonía. *AMBIO A J Hum Environ* **37**: 522-7.
- Cochrane MA, Alencar A, Schulze MD, *et al.* 1999. Retroalimentaciones positivas en la dinámica del fuego en bosques tropicales de dosel cerrado. *Science* **284**: 1832-5.
- Cochrane MA. 2003. Ciencia del fuego para las selvas tropicales. *Nature* **421**: 913-9.
- Costa MH y Pires GF. 2010. Efectos de los escenarios de deforestación de Amazonía y Brasil Central sobre la duración de la estación seca en el arco de deforestación. *Int J Climatol* **30**: 1970-9.
- Csillik O y Asner GP. 2020. Emisiones de carbono sobre el suelo de la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* **15**: 014006.
- Da Silva, JMC, Rylands, AB y Da Fonseca, GA, 2005. El destino de las Áreas de Endemismo Amazónico. *Conservation Biology*, **19**(3), pp.689-694.
- Dalagnol R, Wagner FH, Galvão LS, *et al.* 2018. Ciclo de vida del bambú en el sudoeste amazónico y su relación con los incendios. *Biogeosciences* **15**: 6087-104.
- Dávalos LM, Sanchez KM, y Armenteras D. 2016. Deforestación y cultivo de coca enraizados en proyectos de desarrollo del siglo XX. *Bioscience* **66**: 974-82.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. La cuenca del Amazonas en transición. *Nature* **481**: 321-8.
- de Almeida AS de, Vieira ICG y Ferraz SFB. 2020. Evaluación a largo plazo de la expansión de la palma aceitera y el cambio del paisaje en el este de la Amazonía brasileña. *Land use policy* **90**: 104321.
- de Andrade RB de, Balch JK, Parsons AL, *et al.* 2017. Escenarios en la degradación de bosques tropicales: trayectorias de reservas de carbono para REDD+. *Carbon Balance Manag* **12**: 6.
- de Andrade RB de, Barlow J, Louzada J, *et al.* 2014. Incendios forestales tropicales y biodiversidad: comunidad de escarabajos peloteros y respuestas de biomasa en un bosque amazónico del norte de Brasil. *J Insect Conserv* **18**: 1097-104.
- de Freitas MA De, Printes RC, Motoyama EK, *et al.* 2017. Registros de animales atropellados del Tapir de Tierras Bajas Tapirus terrestres (Mammalia: Perisodáctilo: Tapiridae) entre los kilómetros 06 y 76 de la carretera BR-163, estado de Pará, Brasil. *J Threat Taxa* **9**: 10948.
- de Moraes KF de, Santos MPD, Gonçalves GSR, *et al.* 2020. Cambio climático y extinción de aves en la Amazonía (D de P Silva, Ed). *PLoS One* **15**: e0236103.
- de Oliveira JV de, Cohen JCP, Pimentel M, *et al.* 2020. Clima urbano y percepción ambiental sobre el cambio climático en Belém, Pará, Brasil. *Urban Clim* **31**: 100579.
- de Souza Braz AM de, Fernandes AR y Alleoni LRF. 2013. Atributos del suelo después de la conversión de bosque a pastizal en la Amazonía. *L Degrad Dev* **24**: 33-8.

- DeArmond D, Emmert F, Lima AJN y Higuchi N. 2019. Los impactos de la compactación del suelo persisten 30 años después de las operaciones de tala en la cuenca del Amazonas. *Soil Tillage Res* **189**: 207-16.
- Devisscher T, Malhi Y, Rojas Landívar VD y Oliveras I. 2016. Comprender las transiciones ecológicas bajo incendios forestales recurrentes: Un estudio de caso en los bosques tropicales estacionalmente secos de la Chiquitania, Bolivia. *For Ecol Manage* **360**: 273-86.
- Dezécache C, Faure E, Gond V, et al. 2017. "Fiebre del oro en un El Dorado boscoso: fugas de deforestación y la necesidad de cooperación regional". *Environ Res Lett* **12**: 034013.
- Dohm C, Leal IR, Tabarelli M, et al. 2011. Las hormigas cortadoras de hojas proliferan en la Amazonía: ¿una respuesta esperada al borde del bosque? *J Trop Ecol* **27**: 645-9.
- dos Santos AR dos y Nelson BW. 2013. Descomposición de hojas y combustibles finos en bosques inundables del Río Negro en la Amazonía brasileña. *J Trop Ecol* **29**: 455-8.
- dos Santos Junior UM dos, Gonçalves JF de C, Strasser RJ y Fearnside PM. 2015. Inundación de bosques tropicales en la Amazonía central: ¿qué nos dicen los efectos sobre el aparato fotosintético de los árboles sobre la idoneidad de las especies para la reforestación en ambientes extremos creados por represas hidroeléctricas? *Acta Physiol Plant* **37**: 166.
- Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, et al. 2016. Extinción de megafauna, reducción del rango de especies de árboles y almacenamiento de carbono en los bosques amazónicos. *Ecography (Cop)* **39**: 194-203.
- Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, et al. 2016. Extinción de megafauna, reducción del rango de especies de árboles y almacenamiento de carbono en los bosques amazónicos. *Ecography (Cop)* **39**: 194-203.
- Durango-Cordero J, Saqalli M, Laplanche C, et al. 2018. Análisis espacial de derrames accidentales de petróleo utilizando datos heterogéneos: Un estudio de caso de la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Sustainability* **10**: 4719.
- Edwards DP, Tobias JA, Sheil D, et al. 2014. Mantenimiento de la función y los servicios de los ecosistemas en los bosques tropicales explotados. *Trends Ecol Evol* **29**: 511-20.
- Eltahir EAB y Bras RL. 1994. Reciclaje de precipitaciones en la cuenca amazónica. *Q J R Meteorol Soc* **120**: 861-80.
- Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienen RJW, et al. 2020. Modo arbóreo de muerte y factores de riesgo de mortalidad en los bosques amazónicos. *Nat Commun* **11**: 5515.
- Fearnside PM. 2001. El cultivo de soja como amenaza para el medio ambiente en Brasil. *Environ Conserv* **28**: 23-38.
- Fearnside PM. 2005. Deforestación en la Amazonía brasileña: Historia, Tarifas y Consecuencias. *Conserv Biol* **19**: 680-8.
- Fearnside PM. 2007. Carretera Brasileña Cuiabá-Santarém (BR-163): El costo ambiental de pavimentar un corredor de soja a través de la Amazonía. *Environ Manage* **39**: 601.
- Fearnside PM. 2007. Carretera Brasileña Cuiabá-Santarém (BR-163): El costo ambiental de pavimentar un corredor de soja a través de la Amazonía. *Environ Manage* **39**: 601.
- Fearnside PM. 2016. Impactos Ambientales y Sociales de las Represas Hidroeléctricas en la Amazonía Brasileña: Implicaciones para la Industria del Aluminio. *World Dev* **77**: 48-65.
- Fernandes AM. 2013. Endemismo a pequeña escala de aves amazónicas en un paisaje amenazado. *Biodivers Conserv* **22**: 2683-94.
- Fernandes, A.M., 2013. Endemismo a pequeña escala de aves amazónicas en un paisaje amenazado. *Biodiversity and conservation*, **22**(11), pp.2683-2694.
- Fernández-Llamazares Á, Helle J, Eklund J, et al. 2018. Nueva ley pone a zona crítica de biodiversidad boliviana en camino a la deforestación. *Curr Biol* **28**: R15-6.
- Ferreira J, Aragão LEOC, Barlow J, et al. 2014. El liderazgo ambiental de Brasil en riesgo. *Science* **346**: 706-7.
- Filius J, Hoek Y, Jarrín-V P, y Hooft P. 2020. Patrones de animales atropellados en un paisaje fragmentado de la Amazonía occidental. *Ecol Evol* **10**: 6623-35.
- Finer M, Vijay V, Ponce F, et al. 2009. Reserva de la Biosfera Yasuní de Ecuador: una breve historia moderna y desafíos de conservación. *Environ Res Lett* **4**: 034005.
- Flores BM y Holmgren M. 2021. Las sabanas de arena blanca se expanden en el centro del Amazonas después de los incendios forestales. *Ecosystems*.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, et al. 2017. Las llanuras aluviales como talón de Aquiles de la resiliencia de los bosques amazónicos. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 4442-6.
- Flores BM, Piedade M-TF y Nelson BW. 2014. Perturbación por incendios en bosques amazónicos de llanuras aluviales de aguas negras. *Plant Ecol Divers* **7**: 319-27.
- Fonseca LDM, Dalagnol R, Malhi Y, et al. 2019. Fenología y productividad ecosistémica estacional en un bosque inundable amazónico. *Remote Sens* **11**: 1530.
- Fonseca LDM, Dalagnol R, Malhi Y, et al. 2019. Fenología y productividad ecosistémica estacional en un bosque inundable amazónico. *Remote Sens* **11**: 1530.
- França F, Barlow J, Araújo B y Louzada J. 2016. ¿La tala selectiva estresa a los invertebrados de los bosques tropicales? Uso de depósitos de grasa para examinar respuestas subletales en escarabajos coprófagos. *Ecol Evol* **6**: 8526-33.
- França FM, Ferreira J, Vaz-de-Mello FZ, et al. 2020. Impactos de El Niño en los bosques tropicales modificados por el hombre: Consecuencias para la diversidad de escarabajos coprófagos y los procesos ecológicos asociados. *Biotropica* **52**: 252-62.
- França FM, Frazão FS, Korasaki V, et al. 2017. Identificar umbrales de intensidad de tala en las comunidades de escarabajos coprófagos para mejorar la gestión sostenible de los bosques tropicales amazónicos. *Biol Conserv* **216**: 115-22.
- Fujisaki K, Perrin A-S, Desjardins T, et al. 2015. Del bosque a los sistemas de tierras de cultivo y pastos: una revisión crítica de los cambios en las reservas de carbono orgánico del suelo en la Amazonía. *Glob Chang Biol* **21**: 2773-86.
- Furumo PR y Aide TM. 2017. Caracterización de la expansión comercial de la palma aceitera en América Latina: cambio de uso de suelo y comercio. *Environ Res Lett* **12**: 024008.
- Garrett RD, Lambin EF, y Naylor RL. 2013. La nueva geografía económica del cambio de uso del suelo: Configuraciones de la cadena de suministro y uso de la tierra en la Amazonía brasileña. *Land use policy* **34**: 265-75.
- Giulietti AM, Giannini TC, Mota NFO, et al. 2019. Endemismo edáfico en la Amazonía: Plantas vasculares de la canga de Carajás, Brasil. *Bot Rev* **85**: 357-83.

- Giupponi AP de L y Miranda GS de. 2016. Ocho nuevas especies de *Charinus* Simon, 1892 (Arachnida: Amblypygio: Charinidae) Endémica de la Amazonía brasileña, con notas sobre su estado de conservación (C Wicker-Thomas, Ed). *PLoS One* **11**: e0148277.
- Gomes VHF, Vieira ICG, Salomão RP y Steege H ter. 2019. Especies arbóreas amazónicas amenazadas por la deforestación y el cambio climático. *Nat Clim Chang* **9**: 547-53.
- Gutiérrez-Vélez VH y DeFries R. 2013. Detección anual multiresolución de conversión de cobertura terrestre a palma aceitera en la Amazonía peruana. *Remote Sens Environ* **129**: 154-67.
- Gutiérrez-Vélez VH y MacDicken K. 2008. Cuantificación de los costos sociales y gubernamentales directos de la tala ilegal en la Amazonía boliviana, brasileña y peruana. *For Policy Econ* **10**: 248-56.
- Comisión Forestal de Guyana e Indufor. 2013. Sistema de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRVS) de REDD+ de Guyana. Informe de medidas provisionales del año 3. http://www.theredddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2011/guyana_mrvs_interim_measures_report_2010_final.pdf.
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al. 2015. La fragmentación del hábitat y su impacto duradero en los ecosistemas de la Tierra. *Sci Adv* **1**: e1500052.
- Huang M, Xu Y, Longo M, et al. 2020. Evaluación de los impactos de la tala selectiva en los presupuestos de agua, energía y carbono y la dinámica de los ecosistemas en los bosques amazónicos utilizando el Simulador de Ecosistemas Terrestres Funcionalmente Ensamblados. *Biogeosciences* **17**: 4999-5023.
- IBGE. 2021. IBGE Cidades. <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>.
- IPBES. 2019. El informe de evaluación mundial sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas. En: Resumen para los formuladores de políticas del informe de evaluación global sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos de la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos.
- Isaac N. 2004. Inflación taxonómica: su influencia en la macroecología y la conservación. *Trends Ecol Evol* **19**: 464-9.
- Isler ML, Isler PR y Whitney BM. 2007. Límites de especies en hormigueros (Thamnophilidae): El complejo del hormiguero cantor (*Hypocnemis cantator*). *Auk* **124**: 11-28.
- UICN. 2021. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN [://www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Jacob LL, Prudente BS, Montag LFA y Silva RR. 2021. El efecto de diferentes regímenes de tala sobre la estructura ecomorfológica de los conjuntos de peces de río en la Amazonía brasileña. *Hydrobiologia* **848**: 1027-39.
- Jaffé R, Prous X, Calux A, et al. 2018. Conservación de reliquias de mundos subterráneos antiguos: evaluación de la influencia de las características de las cuevas y el paisaje en los habitantes obligados de las cuevas de hierro de la Amazonía oriental. *PeerJ* **6**: e4531.
- Jiang X, Lu D, Moran E, et al. 2018. Examinar los impactos de la construcción de la represa hidroeléctrica de Belo Monte en los cambios de cobertura del suelo utilizando imágenes Landsat multitemporales. *Appl Geogr* **97**: 35-47.
- Johns JS, Barreto P, y Uhl C. 1996. Daños por tala durante operaciones madereras planificadas y no planificadas en la Amazonía oriental. *For Ecol Manage* **89**: 59-77.
- Jorge RF, Magnusson WE, Silva DA da, et al. 2020. El crecimiento urbano amenaza a la rana arlequín de las tierras bajas amazónicas de Manaus, que representa una unidad evolutivamente significativa dentro del género *Atelopus* (Amphibia: Anuro: Bufonidae). *J Zool Syst Evol Res* **58**: 1195-205.
- Kalamandeen M, Gloor E, Mitchard E, et al. 2018. "Aumento generalizado de la deforestación a pequeña escala en la Amazonía". *Sci Rep* **8**: 1600.
- Kapos V. 1989. Efectos del aislamiento en el estado hídrico de parches de bosque en la Amazonía brasileña. *J Trop Ecol* **5**: 173-85.
- Laurance SGW, Stouffer PC, y Laurance WF. 2004. Efectos de la limpieza de caminos en los patrones de movimiento de las aves del sotobosque de la selva tropical en la Amazonía central. *Conserv Biol* **18**: 1099-109.
- Laurance WF, Camargo JLC, Fearnside PM, et al. 2018. Una selva Amazónica y sus fragmentos como laboratorio del cambio global. *Biol Rev* **93**: 223-47.
- Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, et al. 2011. El destino de los fragmentos de selva amazónica: Una investigación de 32 años. *Biol Conserv* **144**: 56-67.
- Laurance WF, Goosem M, y Laurance SGW. 2009. Impactos de las vías y el clareado lineal en bosques tropicales. *Trends Ecol Evol* **24**: 659-69.
- Laurance WF, Laurance SG, Ferreira L V., et al. 1997. Colapso de biomasa en fragmentos de bosque amazónico. *Science* **278**: 1117-8.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. 2002. La degradación del ecosistema de los fragmentos de selva amazónica: Una investigación de 22 años. *Conserv Biol* **16**: 605-18.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. 2002. La degradación del ecosistema de los fragmentos de selva amazónica: Una investigación de 22 años. *Conserv Biol* **16**: 605-18.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, et al. 2006. Fragmentación de la selva tropical y proliferación de árboles sucesionales. *Ecology* **87**: 469-82.
- Lees AC y Moura NG. 2017. Diversidad taxonómica, filogenética y funcional de una avifauna urbana amazónica. *Urban Ecosyst* **20**: 1019-25.
- Hawes JE y Peres CA. 2008. Determinantes de la historia de vida de las aves del riesgo de extinción local en un paisaje de bosque neotropical hiperfragmentado. *Anim Conserv* **11**: 128-37.
- Hawes JE y Peres CA. 2009. Los movimientos de cruce de brechas predicen la ocupación de especies en fragmentos de bosque amazónico. *Oikos* **118**: 280-90.
- Lees AC y Pimm SL. 2015. ¿Especies extintas antes de que las conozcamos? *Curr Biol* **25**: R177-80.
- Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, et al. 2016. La energía hidroeléctrica y el futuro de la biodiversidad amazónica. *Biodivers Conserv* **25**: 451-66.
- Lima TA, Beuchle R, Griess VC, et al. 2020. Patrones espaciales de eventos de perturbación relacionados con la tala: un análisis

- multiescala en unidades de manejo forestal ubicadas en la Amazonía brasileña. *Landsc Ecol* **35**: 2083-100.
- Longo M, Saatchi S, Keller M, *et al.* 2020. Impactos de la degradación en el agua, la energía y el ciclo del carbono de los bosques tropicales amazónicos. *J Geophys Res Biogeosciences* **125**.
- Macedo MN, DeFries RS, Morton DC, *et al.* 2012. Desvinculación de la deforestación y la producción de soya en el sur de la Amazonía a fines de la década de 2000. *Proc Natl Acad Sci* **109**: 1341-6.
- Maeda EE, Abera TA, Siljander M, *et al.* 2021. La agricultura de productos básicos a gran escala exacerba los impactos climáticos de la deforestación amazónica. *Proc Natl Acad Sci* **118**: e2023787118.
- Magalhães N de, Evangelista H, Condom T, *et al.* 2019. La quema de biomasa amazónica mejora el derretimiento de los glaciares de los Andes tropicales. *Sci Rep* **9**: 16914.
- Maillard O, Vides-Almonacid R, Flores-Valencia M, *et al.* 2020. Relación de la Fragmentación de la Cobertura Forestal y la Sequía con la Ocurrencia de Incendios Forestales en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia. *Forests* **11**: 910.
- Mäki S, Kalliola R, y Vuorinen K. 2001. Construcción de carreteras en la Amazonía peruana: proceso, causas y consecuencias. *Environ Conserv* **28**: 199-214.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, *et al.* 2008. Cambio climático, deforestación y el destino de la Amazonía. *Science* **319**: 169-72.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, *et al.* 2008. Cambio climático, deforestación y el destino de la Amazonía. *Science* **319**: 169-72.
- MapBiomass. 2020. MapBiomass Amazonía v2.0. <https://amazonia.mapbiomas.org/>.
- Massaro L y Theije M de. 2018. Comprender las prácticas de minería de oro a pequeña escala: Un estudio antropológico sobre la innovación tecnológica en el Vale do Rio Peixoto (Mato Grosso, Brasil). *J Clean Prod* **204**: 618-35.
- Matricardi EAT, Skole DL, Costa OB, *et al.* 2020. La degradación forestal a largo plazo supera la deforestación en la Amazonía brasileña. *Science* **369**: 1378-82.
- Medeiros A. 2019. Vertebrados atropellados en la Amazonia: monitoreo en el largo recorrido, influencia del flujo de vehículos y alternancia de puntos de acceso en el trecho de la Rodovia BR-174, Brasil.
- Melo VF, Orrutúa AG, Motta ACV y Testoni SA. 2017. Uso de la Tierra y Cambios en la Morfología y Propiedades Físico-Químicas del Suelo en la Amazonía Sur. *Rev Bras Ciência do Solo* **41**.
- Mena CF, Bilsborrow RE y McClain ME. 2006. Factores socioeconómicos de la deforestación en el norte de la Amazonía ecuatoriana. *Environ Manage* **37**: 802-15.
- Merry F, Soares-Filho B, Nepstad D, *et al.* 2009. Equilibrar la conservación y la sostenibilidad económica: El futuro de la industria maderera amazónica. *Environ Manage* **44**: 395-407.
- Merry F, Soares-Filho B, Nepstad D, *et al.* 2009. Equilibrar la conservación y la sostenibilidad económica: El futuro de la industria maderera amazónica. *Environ Manage* **44**: 395-407.
- Mestre LAM, Cochrane MA, y Barlow J. 2013. Cambios a largo plazo en las comunidades de aves después de los incendios forestales en la Amazonía central brasileña. *Biotropica* **45**: 480-8.
- Mestre LAM, Cosset CCP, Nienow SS, *et al.* 2020. Impactos de la tala selectiva en la diversidad filogenética y funcional de las aves en la Amazonía. *Anim Conserv* **23**: 725-40.
- Michalski F y Peres CA. 2005. Determinantes antropogénicos de las extinciones locales de primates y carnívoros en un paisaje forestal fragmentado del sur de la Amazonía. *Biol Conserv* **124**: 383-96.
- Michalski F y Peres CA. 2007. Persistencia de mamíferos mediada por perturbaciones y relaciones de área de abundancia en fragmentos de bosque amazónico. *Conserv Biol*: Dec;21(6):1626-40.
- Michalski F y Peres CA. 2017. Respuestas de las aves de caza a la fragmentación y degradación antropogénica de los bosques en un paisaje del sur de la Amazonía. *PeerJ* **5**: e3442.
- Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A y Peres CA. 2006. Conflictos de los humanos-la vida silvestre en un paisaje forestal amazónico fragmentado: determinantes de la depredación de grandes felinos sobre el ganado. *Anim Conserv* **9**: 179-88.
- Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A y Peres CA. 2006. Conflictos de los humanos-la vida silvestre en un paisaje forestal amazónico fragmentado: determinantes de la depredación de grandes felinos sobre el ganado. *Anim Conserv* **9**: 179-88.
- Michalski F, Nishi I y Peres CA. 2007. Deriva mediada por perturbaciones en grupos funcionales de árboles en fragmentos de bosques amazónicos. *Biotropica* **39**: 691-701.
- Ministério do Meio Ambiente. 2018. Planos de Combate ao Desmatamento (PPCDAM 4ª fase e PPCERRADO 3ª fase).
- Miranda EBP, Peres CA, Marini MÁ, y Downs CT. 2020. Selección de árbol de nido de águila arpía (*Harpia harpyja*): La tala selectiva en la selva amazónica amenaza al águila más grande de la Tierra. *Biol Conserv* **250**: 108754.
- Mollinari MM, Peres CA y Edwards DP. 2019. Rápida recuperación del ambiente térmico después de la tala selectiva en la Amazonía. *Agric For Meteorol* **278**: 107637.
- Montejo-Kovacevich G, Hethcoat MG, Lim FKS, *et al.* 2018. Impactos del manejo de la tala selectiva sobre las mariposas en el Amazonas. *Biol Conserv* **225**: 1-9.
- Montibeller B, Kmoch A, Virro H, *et al.* 2020. Aumento de la fragmentación de la cubierta forestal en la Amazonía Legal de Brasil de 2001 a 2017. *Sci Rep* **10**: 5803.
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, *et al.* 2011. ¿Cuántas especies hay en la Tierra y en el océano? (GM Maza, Ed). *PLoS Biol* **9**: e1001127.
- Moran EF. 2020. Cambiando la forma en que construimos infraestructura hidroeléctrica para el bien común: lecciones de la Amazonía brasileña. *Civ - Rev Ciências Sociais* **20**: 5.
- Morton DC, Page Y Le, DeFries R, *et al.* 2013. Frecuencia de incendios del sotobosque y el destino de los bosques quemados en el sur de la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
- Morton DC, Page Y Le, DeFries R, *et al.* 2013. Frecuencia de incendios del sotobosque y el destino de los bosques quemados en el sur de la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
- Moura NG, Lees AC, Aleixo A, *et al.* 2014. Doscientos años de extinciones locales de aves en la Amazonia oriental. *Conserv Biol* **28**: 1271-81.

- Moura NG, Lees AC, Andretti CB, *et al.* 2013. Biodiversidad aviar en paisajes de usos múltiples de la Amazonía brasileña. *Biol Conserv* **167**: 339-48.
- Nascimento E de S, Silva SS da, Bordignon L, *et al.* 2021. Caminos en la Amazonía Sudoccidental, Estado de Acre, entre 2007 y 2019. *Land* **10**: 106.
- Naughton-Treves L. 2004. Deforestación y Emisiones de Carbono en Fronteras Tropicales: Un estudio de caso de la Amazonía peruana. *World Dev* **32**: 173-90.
- Nepstad D, McGrath D, Stickler C, *et al.* 2014. Desaceleración de la deforestación amazónica a través de políticas públicas e intervenciones en las cadenas de suministro de carne y soya. *Science* **344**: 1118-23.
- Nepstad D, Soares-Filho BS, Merry F, *et al.* 2009. El din de la deforestación en la Amazonía brasileña. *Science* **326**: 1350-1.
- Nepstad DC, Tohver IM, Ray D, *et al.* 2007. Mortalidad de árboles grandes y lianas después de sequía experimental en un bosque amazónico. *Ecology* **88**: 2259-69.
- Nepstad DC, Verissimo A, Alencar A y Nobre C. 1999. Empobrecimiento a gran escala de los bosques amazónicos por la tala y el fuego. *Nature* **1405**: 505-9.
- Norris D, Peres CA, Michalski F y Hinchliffe K. 2008. Respuestas de mamíferos terrestres a los bordes en parches de bosque amazónico: un estudio basado en estaciones de seguimiento. *Mammalia* **72**.
- Numata I, Cochrane MA, Souza Jr CM, y Sales MH. 2011. Las emisiones de carbono de la deforestación y la fragmentación forestal en la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* **6**: 044003.
- Numata I, Silva SS, Cochrane MA y D'Oliveira MVN. 2017. Efectos de fuego y borde en un paisaje de bosque tropical fragmentado en el suroeste de la Amazonía. *For Ecol Manage* **401**: 135-46.
- Oliva P y Schroeder W. 2015. Evaluación del producto de detección activa de incendios VIIRS 375m para el mapeo de áreas quemadas directas. *Remote Sens Environ* **160**: 144-55.
- Ometto JP, Aguiar APD y Martinelli LA. 2011. Deforestación amazónica en Brasil: efectos, impulsores y desafíos. *Carbon Manag* **2**: 575-85.
- Orta Martínez M, Napolitano DA, MacLennan GJ, *et al.* 2007. Impactos de las actividades petroleras para el pueblo Achuar de la Amazonía peruana: resumen de la evidencia existente y vacíos de investigación. *Environ Res Lett* **2**: 045006.
- Orta-Martínez M, Rosell-Melé A, Cartró-Sabaté M, *et al.* 2018. Primeras evidencias de fauna amazónica alimentándose de suelos contaminados con petróleo: ¿Una nueva vía de exposición a los compuestos petrogénicos? *Environ Res* **160**: 514-7.
- Padoch C, Brondizio E, Costa S, *et al.* 2008. Bosque urbano y ciudades rurales: hogares multiubicados, patrones de consumo y recursos forestales en la Amazonía. *Ecol Soc* **13**.
- Palace M, Keller M, Asner GP, *et al.* 2007. Necromasa en bosques no perturbados y explotados en la Amazonía brasileña. *For Ecol Manage* **238**: 309-18.
- Palmeirim AF, Santos-Filho M y Peres CA. 2020. Disminución marcada de pequeños mamíferos dependientes de los bosques luego de la pérdida y fragmentación del hábitat en una frontera de deforestación amazónica (I Torre, Ed). *PLoS One* **15**: e0230209.
- Paneque-Gálvez J, Mas J-F, Guèze M, *et al.* 2013. Cambio en la tenencia de la tierra y la cubierta forestal. El caso del sudoeste del Beni, Amazonía boliviana, 1986-2009. *Appl Geogr* **43**: 113-26.
- Paolucci LN, Maia MLB, Solar RRC, *et al.* 2016. Fuego en la Amazonía: impacto de la adición de combustible experimental en las respuestas de las hormigas y sus interacciones con las semillas de mirmecocoros. *Oecologia* **182**: 335-46.
- Parrotta J, Wildburger C y Mansourian S. 2012. Comprender las relaciones entre la biodiversidad, el carbono, los bosques y las personas: La clave para lograr los objetivos de REDD+. Un informe de evaluación global preparado por el Panel Mundial de Expertos Forestales sobre Biodiversidad, Gestión Forestal y REDD+. *IUFRO World Ser* **31**: 1-161.
- Parry L, Barlow J, y Pereira H. 2014. Cosecha y consumo de vida silvestre en áreas silvestres urbanizadas de la Amazonía. *Conserv Lett* **7**: 565-74.
- Parry L, Peres CA, Day B, y Amaral S. 2010. La migración rural-urbana trae amenazas y oportunidades para la conservación de las cuencas amazónicas. *Conserv Lett* **3**: 251-9.
- Pearson TRH, Brown S y Casarim FM. 2014. Emisiones de carbono de la degradación de los bosques tropicales causada por la tala. *Environ Res Lett* **9**: 034017.
- Pereira R, Zweede J, Asner GP y Keller M. 2002. Daño y recuperación del dosel forestal en la tala selectiva convencional y de impacto reducido en el este de Pará, Brasil. *For Ecol Manage* **168**: 77-89.
- Peres CA y Lake IR. 2003. Alcance de la extracción de recursos no madereros en los bosques tropicales: Accesibilidad a los vertebrados de caza por cazadores en la cuenca del Amazonas. *Conserv Biol* **17**: 521-35.
- Peres CA, Emilio T, Schiatti J, *et al.* 2016. La limitación de la dispersión induce el colapso de la biomasa a largo plazo en los bosques amazónicos sobreexplotados. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 892-7.
- Perz S, Brilhante S, Brown F, *et al.* 2008. Construcción de carreteras, uso del suelo y cambio climático: perspectivas para la gobernanza ambiental en la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1889-95.
- Perz S, Brilhante S, Brown F, *et al.* 2008. Construcción de carreteras, uso del suelo y cambio climático: perspectivas para la gobernanza ambiental en la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1889-95.
- Perz SG, Caldas MM, Arima E y Walker RJ. 2007. Construcción no oficial de carreteras en la Amazonía: Explicaciones socioeconómicas y biofísicas. *Dev Change* **38**: 529-51.
- Perz SG, Leite F, Simmons C, *et al.* 2010. Migración intrarregional, reforma agraria de acción directa y nuevos asentamientos en la Amazonía brasileña. *Bull Lat Am Res* **29**: 459-76.
- Pessôa ACM, Anderson LO, Carvalho NS, *et al.* 2020. Intercomparación de Productos de Área Quemada y su Implicación para las Estimaciones de Emisiones de Carbono en la Amazonía. *Remote Sens* **12**: 3864.
- Pfaff A, Robalino J, Walker R, *et al.* 2007. Inversiones viales, derrames espaciales y deforestación en la Amazonía brasileña. *J Reg Sci* **47**: 109-23.

- Pfaff A, Robalino J, Walker R, et al. 2007. Inversiones viales, derrames espaciales y deforestación en la Amazonia brasileña. *J Reg Sci* 47: 109-23.
- Phillips OL y Brienen RJW. 2017. La captura de carbono por los bosques amazónicos maduros ha mitigado las emisiones de carbono de las naciones amazónicas. *Carbon Balance Manag* 12: 1.
- Prem M, Saavedra S, y Vargas JF. 2020. Deforestación del final del conflicto: Evidencia del acuerdo de paz de Colombia. *World Dev* 129: 104852.
- Pulido-Santacruz P, Aleixo A, and Weir JT. 2018. Los pares de especies de aves amazónicas morfológicamente crípticas exhiben un fuerte aislamiento reproductivo poscigótico. *Proc R Soc B Biol Sci* 285: 20172081.
- Putz FE y Redford KH. 2010. La importancia de definir 'bosque': Degradación de bosques tropicales, deforestación, cambios de fase a largo plazo y transiciones adicionales. *Biotropica* 42: 10-20.
- Qin Y, Xiao X, Wigneron J-P, et al. 2021. La pérdida de carbono por la degradación forestal supera la de la deforestación en la Amazonia brasileña. *Nat Clim Chang* 11: 442-8.
- RAISG. 2020. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada <https://www.amazoniasocioambiental.org/es/>.
- Randell H. 2017. Migración forzada y cambio de medios de vida en la Amazonia brasileña. *Rural Sociol* 82: 548-73.
- Randell HF y VanWey LK. 2014. Redes versus Necesidad: Impulsores de emigración en la Amazonia brasileña. *Popul Res Policy Rev* 33: 915-36.
- Ray D, Nepstad D y Moutinho P. 2005. Controles micrometeorológicos y de dosel de la susceptibilidad al fuego en un paisaje boscoso amazónico. *Ecol Appl* 15: 1664-78.
- Redo D, Millington AC y Hindery D. 2011. Dinámica de la deforestación y cambios de política en la era posneoliberal de Bolivia. *Land use policy* 28: 227-41.
- Richards P y VanWey L. 2015. Donde la deforestación conduce a la urbanización: Cómo la extracción de recursos está conduciendo al crecimiento urbano en la Amazonia brasileña. *Ann Assoc Am Geogr* 105: 806-23.
- Richards PD, Walker RT, y Arima EY. 2014. Cambio de suelo espacialmente complejo: El efecto indirecto del sector agrícola de Brasil en el uso de la tierra en la Amazonia. *Glob Environ Chang* 29: 1-9.
- Richards PD, Walker RT, y Arima EY. 2014. Cambio de suelo espacialmente complejo: El efecto indirecto del sector agrícola de Brasil en el uso de la tierra en la Amazonia. *Glob Environ Chang* 29: 1-9.
- Rico-Silva JF, Cruz-Trujillo EJ, and Colorado Z GJ. 2021. Influencia de factores ambientales en la diversidad de aves en espacios verdes de una ciudad amazónica. *Urban Ecosyst* 24: 365-74.
- Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, et al. 2016. La caza de animales silvestres y el riesgo de extinción para los mamíferos del mundo. *R Soc open Sci* 3: 160498.
- Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, et al. 2016. La caza de animales silvestres y el riesgo de extinción para los mamíferos del mundo. *R Soc open Sci* 3: 160498.
- Robinson JG, Redford KH y Bennett EL. 1999. Cosecha de Vida Silvestre en Bosques Tropicales Talados. *Science* 284: 595-6.
- Rudel TK, Bates D y Machinguiashi R. 2002. ¿Una transición del bosque tropical? Cambio Agrícola, Emigración y Bosques Secundarios en la Amazonia Ecuatoriana. *Ann Assoc Am Geogr* 92: 87-102.
- Rudel TK, Defries R, Asner GP y Laurance WF. 2009. Cambios en los impulsores de la deforestación y nuevas oportunidades para la conservación. *Conserv Biol* 23: 1396-405.
- Rutishauser E, Hérault B, Baraloto C, et al. 2015. Recuperación rápida de reservas de carbono arbóreo en bosques amazónicos manejados. *Curr Biol* 25: R787-8.
- San Sebastián M y Karin Hurtig A. 2004. Explotación petrolera en la cuenca amazónica de Ecuador: una emergencia de salud pública. *Rev Panam Salud Pública* 15.
- Santos DC, Souza-Filho PWM, Rocha Nascimento W, et al. 2020. Cambio de cobertura terrestre, degradación del paisaje y restauración a lo largo de una vía férrea en el bioma amazónico, Brasil. *L Degrad Dev* 31: 2033-46.
- Santos-Filho M, Peres CA, Silva DJ da y Sanaiotti TM. 2012. Efectos de parche y matriz de hábitat en la persistencia de pequeños mamíferos en fragmentos de bosque amazónico. *Biodivers Conserv* 21: 1127-47.
- Sasaki N, Asner GP, Pan Y, et al. 2016. La gestión sostenible de los bosques tropicales puede reducir las emisiones de carbono y estabilizar la producción maderera. *Front Environ Sci* 4.
- Schiesari L, Waichman A, Brock T, et al. 2013. Uso de plaguicidas y conservación de la biodiversidad en la frontera agrícola amazónica. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 368: 20120378.
- Schroeder W, Oliva P, Giglio L y Csiszar IA. 2014. El nuevo producto de datos de detección activa de incendios VIIRS 375 m: Descripción del algoritmo y evaluación inicial. *Remote Sens Environ* 143: 85-96.
- Schulze M y Zweede J. 2006. Dinámica del dosel en rodales forestales explotados y no explotados en la Amazonia oriental. *For Ecol Manage* 236: 56-64.
- SFB e IMAZON. 2010. A atividade madeireira na Amazônia brasileira: Produção, receita e mercados (AC Hummel, MV da S Alves, D Pereira, et al., Eds). Belém: IMAZON.
- Sierra R. 2000. Dinámica y patrones de deforestación en la Amazonia occidental: el frente de deforestación del Napo, 1986-1996. *Appl Geogr* 20: 1-16.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, et al. 2018. Los incendios forestales amazónicos inducidos por la sequía provocan una interrupción a escala de décadas de la dinámica del carbono forestal. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 373: 20180043.
- Silva JMC Da, Rylands AB, y Fonseca GAB Da. 2005. El destino de las Áreas de Endemismo Amazónico. *Conserv Biol* 19: 689-94.
- Silva Junior C, Aragão L, Fonseca M, et al. 2018. La fragmentación inducida por la deforestación aumenta la ocurrencia de incendios forestales en la Amazonia central brasileña. *Forests* 9: 305.
- Silva Junior CHL, Aragão LEOC, Anderson LO, et al. 2020. El colapso persistente de la biomasa en los bordes de los bosques amazónicos después de la deforestación conduce a pérdidas de carbono no contabilizadas. *Sci Adv* 6.

- Silva SS da, Fearnside PM, Graça PML de A, *et al.* 2018. Dinámica de los incendios forestales en el suroeste amazónico. *For Ecol Manage* **424**: 312-22.
- Silva SS da, Fearnside PM, Graça PML de A, *et al.* 2021. Aumento del dominio del bambú en los bosques amazónicos del sudoeste después de la intensificación de los incendios provocados por la sequía. *For Ecol Manage* **490**: 119139.
- Silveira JM, Barlow J, Louzada J y Moutinho P. 2010. Factores que afectan la abundancia de artrópodos en la hojarasca en bosques amazónicos estacionalmente secos no quemados y tres veces quemados (A Hector, Ed). *PLoS One* **5**: e12877.
- Silvério D V, Brando PM, Macedo MN, *et al.* 2015. La expansión agrícola domina los cambios climáticos en el suroriente de la Amazonia: el forzamiento no relacionado con los GEI que se pasa por alto. *Environ Res Lett* **10**: 104015.
- Silvério D V., Brando PM, Balch JK, *et al.* 2013. Prueba de la hipótesis de sabanización del Amazonas: efectos del fuego sobre la invasión de un bosque neotropical por cerrado nativo y pastos exóticos. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120427.
- Silvério D V., Brando PM, Bustamante MMC, *et al.* 2019. Incendio, fragmentación y tormentas de viento: Una receta para la degradación de los bosques tropicales (D Edwards, Ed). *J Ecol* **107**: 656-67.
- Sinovas P, Price B, King E, *et al.* 2017. Comercio de vida silvestre en los países amazónicos: un análisis del comercio de especies incluidas en CITES. Informe técnico elaborado para el Programa Regional Amazonía (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.
- Sinovas P, Price B, King E, *et al.* 2017. Comercio de vida silvestre en los países amazónicos: un análisis del comercio de especies incluidas en CITES. Informe técnico elaborado para el Programa Regional Amazonía (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.
- Sinovas P, Price B, King E, *et al.* 2017. Comercio de vida silvestre en los países amazónicos: un análisis del comercio de especies incluidas en CITES. Informe técnico elaborado para el Programa Regional Amazonía (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.
- Sist P y Ferreira FN. 2007. Sostenibilidad de la tala de impacto reducido en la Amazonía Oriental. *For Ecol Manage* **243**: 199-209.
- Skirycz A, Castilho A, Chaparro C, *et al.* 2014. La biodiversidad de Canga, una cuestión de minería. *Front Plant Sci* **5**.
- Smith CC, Healey JR, Berenguer E, *et al.* 2021. Pérdida de bosques primarios y recuperación de bosques secundarios en los países amazónicos. *Environ Res Lett* **16**: 085009.
- Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, *et al.* 2010. Papel de las áreas protegidas de la Amazonía brasileña en la mitigación del cambio climático. *Proc Natl Acad Sci* **107**: 10821-6.
- Solar RR de C, Barlow J, Ferreira J, *et al.* 2015. ¿Qué tan generalizada es la homogeneización biótica en los paisajes de bosques tropicales modificados por humanos? (H Cornell, Ed). *Ecol Lett* **18**: 1108-18.
- Song X-P, Hansen MC, Potapov P, *et al.* 2021. Expansión masiva de soya en América del Sur desde 2000 e implicaciones para la conservación. *Nat Sustain* **4**: 784-92.
- Sonter LJ, Barrett DJ, Moran CJ y Soares-Filho BS. 2015. Emisiones de carbono debido a la deforestación para la producción de carbón vegetal utilizado en la industria siderúrgica de Brasil. *Nat Clim Chang* **5**: 359-63.
- Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, *et al.* 2017. La minería impulsa la deforestación extensiva en la Amazonía brasileña. *Nat Commun* **8**: 1013.
- Sousa R, Veiga M, Zyl D Van, *et al.* 2011. Políticas y regulaciones para el sector de la minería aurífera artesanal en Brasil: análisis y recomendaciones. *J Clean Prod* **19**: 742-50.
- Souza DO de, Alvalá RC dos S y Nascimento MG do. 2016. Efectos de la urbanización en el microclima de Manaus: Un estudio de modelado. *Atmos Res* **167**: 237-48.
- Souza-Filho PWM, Giannini TC, Jaffé R, *et al.* 2019. Mapeo y cuantificación de sabanas de afloramiento ferruginoso en la Amazonía brasileña: Un desafío para la conservación de la biodiversidad (W Finsinger, Ed). *PLoS One* **14**: e0211095.
- Souza-Filho PWM, Lobo F, Cavalcante R, *et al.* 2021. Intensidad de uso de la tierra de extracción oficial de minerales en la región amazónica: Vinculación de datos económicos y espaciales. *L Degrad Dev* **32**: 1706-17.
- Spracklen D V. y García-Carreras L. 2015. El impacto de la deforestación amazónica en las precipitaciones de la cuenca amazónica. *Geophys Res Lett* **42**: 9546-52.
- Spracklen D V., Arnold SR, y Taylor CM. 2012. Observaciones de aumento de las precipitaciones tropicales precedido por el paso del aire sobre los bosques. *Nature* **489**: 282-5.
- Springer SK, Peregovich BG y Schmidt M. 2020. Capacidad de evaluación del ciclo de vida social para analizar el sector de la minería artesanal en pequeña escala: estudio de caso en la selva amazónica de Brasil. *Int J Life Cycle Assess* **25**: 2274-89.
- Srinivas A y Koh LP. 2016. La expansión de la palma aceitera impulsa la disminución de la avifauna en la región de Pucallpa en la Amazonía peruana. *Glob Ecol Conserv* **7**: 183-200.
- Staver AC, Brando PM, Barlow J, *et al.* 2020. Una corteza más delgada aumenta la sensibilidad de los bosques tropicales amazónicos más húmedos al fuego (J Penuelas, Ed). *Ecol Lett* **23**: 99-106.
- Steege H ter, Pitman NCA, Killeen TJ, *et al.* 2015. Estimación del estado de conservación global de más de 15.000 especies de árboles amazónicos. *Sci Adv* **1**.
- Steege H ter, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hiperdominancia en la Flora Arbórea Amazónica. *Science* **342**.
- Storck-Tonon D, Silva RJ da, Sawaris L, *et al.* 2020. El tamaño del parche de hábitat y el aislamiento impulsan el colapso casi completo de los conjuntos de escarabajos coprófagos amazónicos en un archipiélago forestal de 30 años. *Biodivers Conserv* **29**: 2419-38.
- Stork NE. 2018. ¿Cuántas especies de insectos y otros artrópodos terrestres hay en la Tierra? *Annu Rev Entomol* **63**: 31-45.
- Suárez E, Zapata-Ríos G, Utreras V, *et al.* 2013. Controlar el acceso a los caminos petroleros protege la cubierta forestal, pero no las comunidades de vida silvestre: un estudio de caso de la selva tropical de la Reserva de la Biosfera Yasuní (Ecuador). *Anim Conserv* **16**: 265-74.
- Tedesco L de L. 2013. No trecho dos garimpos: mobilidade, gênero e modos de viver na garimpagem de ouro amazônica.

- Terborgh J, Nuñez-Iturri G, Pitman NCA, *et al.* 2008. Reclutamiento de árboles en un bosque vacío. *Ecology* **89**: 1757-68.
- La República de Surinam. 2019. Contribución Determinada a Nivel Nacional 2020. Paramaribo.
- Tobias JA, Bates JM, Hackett SJ y Seddon N. 2008. Comente sobre “El gradiente latitudinal en las tasas recientes de especiación y extinción de aves y mamíferos”. *Science* **319**: 901-901.
- Trinca CT, Ferrari SF y Lees AC. 2008. La curiosidad mató al pájaro: la caza arbitraria de águilas arpías *Harpia harpyja* en una frontera agrícola en el sur de la Amazonía brasileña. *Cotinga* **30**: 12-5.
- Trinca CT, Ferrari SF y Lees AC. 2008. La curiosidad mató al pájaro: la caza arbitraria de águilas arpías *Harpia harpyja* en una frontera agrícola en el sur de la Amazonía brasileña. *Cotinga* **30**: 12-5.
- Tritsch I y Tourneau FM Le. 2016. Causas de la deforestación en la Amazonía brasileña. Nuevos conocimientos sobre los patrones actuales de asentamientos humanos. *Appl Geogr* **76**: 163-72.
- Uhl C y Vieira ICG. 1989. Impactos ecológicos de la tala selectiva en la Amazonía brasileña: Un Estudio de Caso de la Región de Paragominas del Estado de Pará. *Biotropica* **21**: 98.
- van der Ent R, Savenije HHG, Schaeffli B, y Steele-Dunne SC. 2010. Origen y destino de la humedad atmosférica sobre los continentes. *Water Resour Res* **46**.
- van Tussenbroek BI, Hernández Arana HA, Rodríguez-Martínez RE, *et al.* 2017. Impactos severos de mareas marrones causadas por *Sargassum* spp. en las comunidades de pastos marinos del Caribe cerca de la costa. *Mar Pollut Bull* **122**: 272-81.
- Vedovato LB, Fonseca MG, Arai E, *et al.* 2016. El alcance de la fragmentación forestal de 2014 en la Amazonía brasileña. *Reg Environ Chang* **16**: 2485-90.
- Velastegui-Montoya A, Lima A De y Adami M. 2020. Análisis multitemporal de la deforestación en respuesta a la construcción de la represa tucuruí. *ISPRS Int J Geo-Information* **9**: 583.
- Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, *et al.* 2016. Un marco explícito de la cuenca fluvial basado en SIG para la conservación de ecosistemas acuáticos en la Amazonía https://knbc.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1B-G2KX8#snapp_computing.6.1.
- Vijay V, Reid CD, Finer M, *et al.* 2018. Riesgos de deforestación que plantea la expansión de la palma aceitera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* **13**: 114010.
- Wang M, Hu C, Barnes BB, *et al.* 2019. El gran cinturón atlántico de sargazos. *Science* **364**: 83-7.
- Wearn OR, Reuman DC y Ewers RM. 2012. Deuda de extinción y ventanas de oportunidad de conservación en la Amazonía brasileña. *Science* **337**: 228-32.
- Werth D. 2002. Los efectos locales y globales de la deforestación amazónica. *J Geophys Res* **107**: LBA 55-1.
- Whitney BM, Isler ML, Bravo GA, *et al.* 2007. Manual de las aves del mundo. Una nueva especie de hormiguero en el complejo *Hypocnemis cantator* del interfluvio Aripuanã-Machado en la Amazonía central de Brasil. : 282-5.
- Whitney BM, Isler ML, Bravo GA, Aristizábal N, Schunck F, Silveira LF, Piacentini VQ, Cohn-Haft M, Rêgo MA (2013) Una nueva especie de hormiguero en el complejo *Hypocnemis cantator* del interfluvio Aripuanã-Machado en el Brasil amazónico central. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie D (eds) Manual de las Aves del Mundo. Volumen especial: nuevas especies e índice global. Lynx Edicions, Barcelona, España, págs. 282–285
- Withey K, Berenguer E, Palmeira AF, *et al.* 2018. Cuantificación de las emisiones inmediatas de carbono de los incendios forestales provocados por El Niño en los bosques tropicales húmedos. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20170312.
- Zapata-ríos G, Suárez R. E, Utreras B. V, *et al.* 2006. Evaluación de amenazas antropogénicas en el Parque Nacional Yasuní y sus implicaciones para la conservación de mamíferos silvestres. *Lyonia* **10**: 47-57.
- Zapata-ríos G, Urgilés C, y Suárez E. 2009. Caza de mamíferos por los Shuar de la Amazonía ecuatoriana: ¿Es sostenible? *ORYX* **43**: 375-85.

CONTACT INFORMATION

SPA Technical-Scientific Secretariat New York

475 Riverside Drive, Suite 530

New York NY 10115

USA

+1 (212) 870-3920

spa@unsdsn.org

SPA Technical-Scientific Secretariat South America

Av. Ironman Victor Garrido, 623

São José dos Campos – São Paulo

Brazil

spasouthamerica@unsdsn.org

WEBSITE theamazonwewant.org

INSTAGRAM [@theamazonwewant](https://www.instagram.com/theamazonwewant)

TWITTER [@theamazonwewant](https://twitter.com/theamazonwewant)